

OROMAR JOÃO BERTOL

**CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DA ÁGUA
PERCOLADA PELO EFEITO DE ADUBAÇÃO MINERAL E ADUBAÇÃO
ORGÂNICA EM SISTEMA DE SEMEADURA DIRETA.**

Tese apresentada como requisito parcial à
obtenção do grau de Doutor em Ciências
Florestais do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Florestal, Setor de Ciências
Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi

Co-orientadores: Prof.^a Dr.^a Nerilde Favaretto
Prof. Dr. Gláucio Roloff

CURITIBA

2005

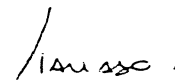


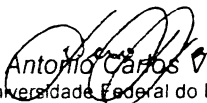
Universidade Federal do Paraná
Setor de Ciências Agrárias - Centro de Ciências Florestais e da Madeira
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal

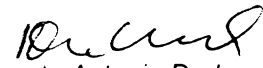
PARECER

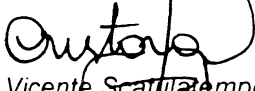
Defesa nº. 611

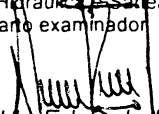
A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após arguir o(a) doutorando(a) *Oromar João Bertol* em relação ao seu trabalho de tese intitulado "**Avaliação de parâmetros de contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada em colunas de solo pelo efeito de adubação mineral e orgânica em sistema de semeadura direta**", é de parecer favorável à APROVAÇÃO do(a) acadêmico(a), habilitando-o(a) ao título de *Doutor* em Engenharia Florestal, área de concentração em CONSERVAÇÃO DA NATUREZA.

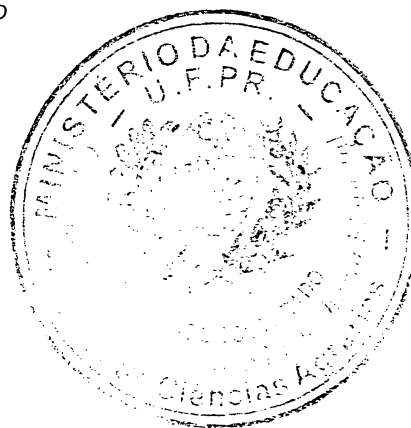

Dr. Telmo Jorge Carneiro Amado
Universidade Federal de Santa Maria
Primeiro examinador


Dr. Antonio Carlos V. Motta
Universidade Federal do Paraná
Segundo examinador

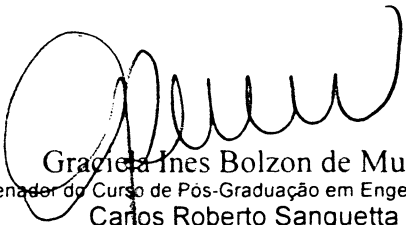

Dr. Renato Antonio Dedecek
Embrapa/ Florestas
Terceiro examinador


Dr. Cristóvão Vicente Scatena
Departamento de Hidráulica e Saneamento/UFPR
Quarto examinador


Dr. Nivaldo Eduardo Rizzi
Universidade Federal do Paraná
Orientador e presidente da banca examinadora



Curitiba, 13 de junho de 2005


Graciele Ines Bolzon de Muniz
Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Carlos Roberto Sanquetta
Vice-Coodenador do Curso

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Nivaldo Eduardo Rizzi pela orientação, amizade e consideração, sempre constantes.

À professora Nerilde Favaretto pelas orientações e sugestões oferecidas, especialmente durante os trabalhos de laboratório e elaboração desta tese.

Ao professor Gláucio Roloff pelas sugestões durante a execução dos trabalhos de campo.

Ao professor Osmir José Lavoranti do Departamento de estatística de UFPR e pesquisador da EMBRAPA/CNPQ, pela orientação segura no tratamento estatístico dos dados.

Aos professores Renato Marques e Vander de Freitas Melo pela colaboração e orientações durante a realização das análises em Laboratório.

Aos laboratoristas Maria Aparecida C. dos Santos, Maria Emília Kudla, Oldair M. Munhoz e Flori Roberto M. Barberi, do Setor de Ciências Agrárias da UFPR, pela colaboração nas análises de laboratório.

Ao colega Jocelito Castro da Cruz pela colaboração durante a realização do curso.

Aos alunos de pós-graduação do Departamento de Solos, Adriana Gomes da Silva e Edmilson César Paglia pela colaboração na realização das análises de laboratório.

Aos meus professores do Centro de Ciências Florestais e da Madeira, Departamento de solos, Departamento de Estatística e Departamento de Geologia, pelos ensinamentos e sugestões.

A Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Campus de Marechal Cândido Rondon, pela cessão da área experimental e laboratórios para a realização das pesquisas.

Ao professor Emerson Fey da UNIOESTE, Campus de Marechal Cândido Rondon, pela colaboração durante os trabalhos de campo.

À professora Maria do Carmo Lana Braccini da UNIOESTE, Campus de Marechal Cândido Rondon, pelas sugestões e colaboração durante nos trabalhos de laboratório.

Aos alunos Flavio e Loivo, da Faculdade de Agronomia da UNIOESTE, Campus de Marechal Cândido Rondon, pelo apoio nos trabalhos de campo e laboratório

Ao Instituto Agronômico do Paraná –IAPAR, pela cessão dos técnicos e equipamentos para a realização das chuvas simuladas.

À EMATER – PR pela oportunidade concedida para a realização deste curso.

À SANEPAR pelo fornecimento dos dados de qualidade de água e ao SIMEPAR pelo fornecimento de dados climáticos.

À Unidade de Gerenciamento do Projeto Paraná 12 Meses, pelos recursos concedidos através do projeto “Dimensionamento do Sistema de Terraceamento em Áreas de Semeadura Direta no Estado do Paraná”, para o custeio de parte dos trabalhos de campo e análises de laboratório.

Ao meu irmão Ildegardis Bertol, pelas orientações na elaboração desta tese.

Finalmente e de modo muito especial a minha esposa Vera Lúcia Bertol pelo apoio durante todo o curso e ajuda nos trabalhos de laboratório e aos meus filhos Eduardo, Gustavo e Henrique, pelo apoio e compreensão.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VII
LISTA DE TABELAS.....	XI
RESUMO.....	XII
ABSTRACT.....	XIII
 1. INTRODUÇÃO.....	 1
 2. OBJETIVOS.....	 6
2.1. Objetivo Geral.....	6
2.2. Objetivos Específicos.....	6
 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	 7
3.1. EROSÃO HÍDRICA DO SOLO.....	7
3.1.1. Etapas da Erosão Hídrica.....	8
3.1.1.1. Fase de desagregação do solo	8
3.1.1.2. Fase de transporte do sedimento desagregado.....	12
3.1.1.3. Fase de deposição do sedimento transportado.....	15
3.1.2. Influência do sistema de manejo do solo na erosão hídrica.....	16
3.2. PERDA DE NUTRIENTES POR EROSÃO HÍDRICA.....	18
3.2.1. Concentração de nutrientes no solo.....	19
3.2.2. Concentração de nutrientes na superfície do solo.....	20
3.2.2.1. Efeito do sistema de manejo do solo na concentração de nutrientes na superfície do solo.....	20
3.2.2.2. Efeito da lixiviação de nutrientes das plantas na concentração de nutrientes na superfície do solo.....	21
3.2.2.3. Efeito do sistema de manejo do adubo na concentração de nutrientes na superfície do solo.....	23
3.2.2.4. Efeito do tipo de adubo na concentração de nutrientes na superfície do solo.....	24
3.2.3. Efeito do sistema de manejo do solo na concentração de nutrientes na enxurrada.....	26
3.2.4. Efeito do tipo e forma do nutriente no meio de transporte do nutriente.....	27
3.2.5. Efeito do tipo de adubo na duração das perdas do nutriente.....	28
3.2.6. Efeito das chuvas na perda de nutrientes.....	28
3.2.7. Efeito das condições físicas do solo na perda de nutrientes.....	30
3.2.8. Interação água/sedimento/nutriente no escoamento superficial da enxurrada.....	31
3.2.9. Sedimento suspenso no escoamento superficial.....	33
3.3. PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO DE MANANCIAS SUPERFICIAIS DE ÁGUA.....	34
3.3.1. Efeito do tipo de nutriente na eutrofização.....	37
3.4. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO.....	39
3.5. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	39
3.6. CONTROLE DAS PERDAS DE NUTRIENTES.....	40
3.6.1. Efeito das zonas ripárias no controle das perdas de nutrientes.....	42
3.6.2. Efeito do sistema de semeadura direta no controle das perdas de nutrientes.....	43

3.6.3. Efeito do sistema de terraceamento no controle das perdas de nutrientes.....	45
3.7. MOVIMENTO DE NUTRIENTES ATRAVÉS DA MATRIZ DO SOLO.....	46
4. PRESSUPOSIÇÕES E HIPÓTESE	52
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	53
5.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DO SOLO.....	53
5.2. INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO NO CAMPO.....	56
5.2.1. Tratamentos e chuvas simuladas.....	61
5.2.2. Amostragem do escoamento superficial.....	64
5.2.3. Determinações dos parâmetros de qualidade de água.....	65
5.2.4. Determinação da cobertura do solo.....	69
5.3. INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO DE COLUNAS INDEFORMADS DE SOLO.....	70
5.3.1. Coleta a campo das colunas indeformadas de solo.....	70
5.3.2. Instalação das colunas em laboratório.....	72
5.3.3. Tratamentos e turnos de água percolada.....	73
5.3.4. Amostragem da água percolada.....	76
5.3.5. Determinações dos parâmetros de qualidade de água.....	78
5.3.6. Amostragem e análise do solo das colunas indeformadas de solo... ..	78
5.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	79
5.4.1. Experimento 1.....	79
5.4.2. Experimento 2.....	81
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	83
6.1. COBERTURA DO SOLO.....	83
6.2. PERDAS DE ÁGUA E SEDIMENTOS POR EROSÃO HÍDRICA.....	84
6.2.1. Perda de água no escoamento superficial.....	84
6.2.2. Perda de sedimentos TOTAIS no escoamento superficial.....	89
6.2.3. Perda de sedimentos suspensos no escoamento superficial	92
6.2.4. Concentração de sedimentos no escoamento superficial.....	94
6.2.5. Concentração de sedimentos suspenso no escoamento superficial.....	95
6.3. PERDA DE NUTRIENTES NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.....	96
6.3.1. Concentração de fósforo total no escoamento superficial.....	96
6.3.2. Concentração de fósforo solúvel reativo no escoamento superficial... ..	101
6.3.3. Concentração de fósforo particulado no sedimento do escoamento superficial.....	106
6.3.4. Concentração de fósforo particulado no sedimento suspenso no escoamento superficial.....	110
6.3.5. Concentração de nitrogênio total no escoamento superficial.....	113
6.3.6. Concentração de nitrogênio total no sobrenadante do escoamento superficial.....	116
6.3.7. Concentração de amônio (N-NH₄) solúvel no escoamento superficial... ..	117
6.3.8. Concentração de nitrato (N-NO₃) solúvel no escoamento superficial... ..	118
6.3.9. Concentração de potássio total no escoamento superficial.....	121
6.3.10. Concentração de Cálcio total e Magnésio total no escoamento superficial	126
6.3.11. Concentração de Cobre total e Zinco total no escoamento superficial.....	129
6.3.12. Demanda química de oxigênio do escoamento superficial.....	130
6.3.13. Condutividade elétrica do escoamento superficial.....	132

6.4. MOVIMENTO DE NUTRIENTES EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLO.....	133
6.4.1. Lixiviação de fósforo solúvel reativo através da água percolada.....	133
6.4.2. Lixiviação de nitrato através da água percolada.....	136
6.4.3. Lixiviação de amônio através da água percolada.....	138
6.4.4. Lixiviação de potássio solúvel através da água percolada.....	140
6.4.5. Lixiviação de cálcio e de magnésio solúvel através da água percolada.....	143
6.4.6. Lixiviação de cobre e de zinco solúvel através da água percolada.....	146
6.4.7. Demanda química de oxigênio da água percolada (DQO).....	147
6.4.8. Condutividade elétrica da água percolada.....	148
6.4.9. Concentração de fósforo extraível via mehlich na matriz do solo.....	149
6.4.10. Concentração de potássio, cálcio e magnésio trocável na matriz do solo.....	150
6.4.11. Concentração de cobre, zinco e alumínio disponíveis na matriz do solo.....	152
6.4.12. Níveis de matéria orgânica, pH, soma de bases e capacidade de troca de cátions na matriz do solo.....	153
6.5. COMPROVAÇÃO DA HIPÓTESE	156
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	158
7.1. CONCLUSÕES.....	158
7.2. RECOMENDAÇÕES.....	161
8. BIBLIOGRAFIA.....	163
9. ANEXOS.....	179

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA EXPERIMENTAL, NO ESTADO DO PARANÁ.....	53
FIGURA 2 - ISOLINHAS DAS PRECIPITAÇÕES MÁXIMAS DIÁRIAS OCORRIDAS NA REGIÃO DO ESTADO DO PARANÁ COM SOLOS ORIGINÁRIOS DO BASALTO, CONFORME DADOS DAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS DO IAPAR PARA O PERÍODO DE 1981 A 2000.....	54
FIGURA 3 - ESQUEMA DA ÁREA EXPERIMENTAL COM A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS REPETIÇÕES DENTRO DOS TRATAMENTOS UTILIZADOS, PARA DETERMINAÇÃO DAS PERDAS DE ÁGUA, SOLO E NUTRIENTES ATRAVÉS DE CHUVA SIMULADA.....	59
FIGURA 4 - ASPECTOS DA LOCALIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO NO INTERIOR DA TRINCHEIRA.....	60
FIGURA 5 - ASPECTOS DA APLICAÇÃO DA CHUVA SIMULADA.....	63
FIGURA 6 - ASPECTOS DA DETERMINAÇÃO DA COBERTURA DO SOLO NAS PARCELA.....	70
FIGURA 7 - ASPECTOS DA COLTA DAS COLUNAS INDEFORMADA DE SOLO.....	71
FIGURA 8 - DETALHES DA PREPARAÇÃO DO PRATO (A) E DA COLOCAÇÃO DA SÍLICA	73
FIGURA 9 - ASPECTOS DO GOTEJAMENTO NA SUPERFÍCIE DA COLUNA (A) DE SOLO E DA REGULAGEM DOS BICOS GOTEJADORES (B)	76
FIGURA 10 - ASPECTOS DO PROCESSO DE PERCOLAÇÃO DA ÁGUA ATRAVÉS DAS COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLO.....	77
FIGURA 11 - ASPECTOS DA COLETA DE AMOSTRAS DE SOLO DAS COLUNAS INDEFORMADAS.....	79
FIGURA 12 - VOLUME DE ÁGUA ($L\ ha^{-1}$) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL (GRÁFICO A) PROPORCIONADO POR TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DE JATO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T) E O PERCENTUAL (%) DE ÁGUA DA CHUVA (GRÁFICO B) NO ESCOAMENTO (DADOS TRANSFORMADOS PARA 1 HA).....	88
FIGURA 13 - PERDAS DE SEDIMENTOS ($Kg\ ha^{-1}$) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL OCASIONADO POR TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DE JATO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	91
FIGURA 14 - P TOTAL ($g\ ha^{-1}$) PERDIDO (GRÁFICO A) COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DE JATO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T) (VALORES ESTIMADOS PARA 1 ha), E PERCENTAGEM (%) DE PERDA EM CADA CHUVA (GRÁFICO B) EM RELAÇÃO AO TOTAL DAS CHUVAS.....	98
FIGURA 15 - PERCENTAGEM DE P TOTAL (PT) PERDIDO COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS	

	(C1, C2, C3), EM RELAÇÃO A QUANTIDADES DE P APLICADO NO TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 1,677 g) E ADUBO MINERAL (NPK= 2,142 g).....	100
FIGURA 16 -	RELAÇÃO PSR/PT (%) PERDIDOS COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	102
FIGURA 17 -	PERCENTAGEM (%) DE P SOLÚVEL REATIVO (PSR) PERDIDO COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), EM RELAÇÃO A QUANTIDADES DE P APLICADO NO TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 1,677 g) E ADUBO MINERAL (NPK= 2,142).....	104
FIGURA 18 -	RELAÇÃO PP/PT (%) PERDIDOS COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	108
FIGURA 19 -	PERCENTAGEM (%) DE P PARTICULADO (PP) PERDIDO COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), EM RELAÇÃO A QUANTIDADES DE P APLICADO NO TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 1,677 g), ADUBO MINERAL (NPK= 2,142 g).....	110
FIGURA 20 -	RELAÇÃO PP _{ss} /PT (%) PERDIDOS COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	112
FIGURA 21 -	PERCENTAGEM (%) DE N TOTAL (NT) PERDIDO COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE NITROGÊNIO APLICADO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 23,4 g) E ADUBO MINERAL (NPK = 0,623 g).	116
FIGURA 22 -	PERCENTAGEM DO N SOLÚVEL (NS) (GRÁFICO A) E DO N PARTICULADO (NP) (GRÁFICO B) NO N TOTAL (NT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	121
FIGURA 23 -	K TOTAL (g ha^{-1}) PERDIDO (GRÁFICO A) COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T) (VALORES ESTIMADOS PARA 1 ha), E PERCENTAGEM (%) DE PERDA EM CADA CHUVA (GRÁFICO B) EM RELAÇÃO AO TOTAL DAS CHUVAS.....	123
FIGURA 24 -	PERCENTAGEM (%) DE K TOTAL PERDIDO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3),	

APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), NPK, EM RELAÇÃO TOTAL AO K APLICADO NOS TRATAMENTO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 4,881 g) E ADUBO MINERAL (NPK = 3,04 g).....	125
FIGURA 25- PERDA (g ha^{-1}) DE Ca TOTAL (CaT) E Mg TOTAL (MgT) (GRÁFICO A) COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), NPK E TESTEMUNHA (T) (VALORES ESTIMADOS PARA 1 ha), E PERCENTAGEM DE PERDA EM CADA CHUVA (GRÁFICO B) EM RELAÇÃO AO TOTAL DAS CHUVAS.....	128
FIGURA 26 - PERCENTAGEM (%) DE Ca TOTAL (CaT) E DE Mg TOTAL (MgT) PERDIDOS COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADA (C1, C2, C3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE Ca (4,74 g) E DE Mg (3,18 g) APLICADOS NO TRATAMENTO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D).	129
FIGURA 27 - PERCENTAGEM (%) DE K SOLÚVEL (PS) LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE K APLICADO NOS TRATAMENTO ADUBO MINERAL (NPK = 0,3224 g/COLUNA) E DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 0,647 g/COLUNA).....	142
FIGURA 28 - PERCENTAGEM (%) DE Ca SOLÚVEL (CaS) E DE Mg SOLÚVEL (MgS) PERDIDOS ATRAVÉS DA LIXIVIAÇÃO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE Ca (0,611 g/COLUNA) E DE Mg (0,412 g/COLUNA) APLICADOS NO TRATAMENTO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D).....	145

LISTA DE TABELAS

ABELA 1 - CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E MINERALÓGICAS DO SOLO (LATOSSOLO VERMELHO EUTROFÉRICO) DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	55
ABELA 2 - ROTAÇÃO DAS CULTURAS UTILIZADAS NA ÁREA EXPERIMENTAL, NOS TRÊS ANOS ANTERIORES À INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO.....	56
ABELA 3 - ESQUEMA DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA O EXPERIMENTO 1.....	80
ABELA 4 - ESQUEMA DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA O EXPERIMENTO 2.....	82
ABELA 5 - CONTRASTE DE MÉDIAS PARA O EFEITO DA OPERAÇÃO DE SEMEADURA E DAS CHUVA SIMULADA APLICADOS SOBRE A COBERTURA DO SOLO (%) DETERMINADA IMEDIATAMENTE ANTES (CI) E IMEDIATAMENTE APÓS (CAS) A OPERAÇÃO DE SEMEADURA E APÓS AS CHUVA SIMULADA (CAC). ..	84
ABELA 6 - CONTRASTE DE MÉDIAS DAS PERDAS DE ÁGUA (L/PARCELA) POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	85
ABELA 7 - CONTRASTE DE MÉDIAS DAS PERDAS DE SOLO (g/PARCELA) COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	89
ABELA 8 - CONTRASTES DE MÉDIAS DA PERDA DE SEDIMENTO (g/PARCELA) SUSPENSO NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	92
ABELA 9 - CONTRASTES DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS (g L^{-1}) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	94
BELA 10 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS (g L^{-1}) NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	96
BELA 11 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE P TOTAL (PT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	97
BELA 12 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE FÓSFORO SOLÚVEL REATIVO (PSR) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS TESTES CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	101
BELA 13 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) P PARTICULADO (PP) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	106

BELA 14 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE P PARTICULADO NOS SEDIMENTOS SUSPENSO (PPSS) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVA SIMULADA (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	111
BELA 15 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE N TOTAL (NT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	113
BELA 16 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE N TOTAL NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	117
BELA 17 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE N-NH_4 SOLÚVEL NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	118
BELA 18 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE N-NO_3 SOLÚVEL NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	119
BELA 19 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE K TOTAL (KT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	122
BELA 20 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE Ca TOTAL (CaT) E DE Mg TOTAL (MgT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	126
BELA 21 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE Cu NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	130
BELA 22 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA DQO ($\text{O}_2 \text{ L}^{-1}$) DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	131
BELA 23 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ($\text{CE } \mu\text{S/cm}$) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	132
BELA 24 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DO FÓSFORO SOLÚVEL REATIVO (PSR) EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADOS NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO QUÍMICO (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	134

BELA 25 - PERCENTAGEM (%) DE P SOLÚVEL REATIVO (PSR) LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE P APLICADO NOS TRATAMENTOS ADUBO MINERAL (NPK = 0,254 g/COLUNA) E DO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 1,567 g/COLUNA).....	135
BELA 26 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L ⁻¹) DE N-NO ₃ SOLÚVEL LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADOS NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	137
BELA 27 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L ⁻¹) DE N-NH ₄ SOLÚVEL LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADOS NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	139
BELA 28 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L ⁻¹) DE K SOLÚVEL (KS) LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADOS NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	141
BELA 29 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L ⁻¹) DE Ca SOLÚVEL (CaS) E DE Mg SOLÚVEL (MgS), LIXIVIADOS EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (1A, 1B, 1C, T2, T3) APLICADA NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	144
BELA 30 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO DO Cu SOLÚVEL (CuS) LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADA NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	146
BELA 31 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA DQO (O ₂ L ⁻¹) DA ÁGUA PERCOLADA DE CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADA NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	148
BELA 32 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE - μS/cm) EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADA NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	149
BELA 33 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg dm ⁻³) DE FÓSFORO EXTRAÍVEL VIA MEHLICH NAS CAMADAS DE SOLO DE 0 A 2,5 cm (CS1), 2,5 A 10 cm (CS2) E 10 A 20 cm (CS3) DAS COLUNAS INDEFORMADAS, APÓS LIXIVIAÇÃO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	150
BELA 34 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mmolc dm ⁻³) DOS ELEMENTOS K, Ca E Mg NAS CAMADAS DE SOLO DE 0 A 2,5 cm (CS1), 2,5 A 10 cm (CS2) E 10 A 20 cm (CS3) DAS COLUNAS INDEFORMADAS, APÓS LIXIVIAÇÃO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	151

ABELA 35 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mmolc dm^{-3}) DOS ELEMENTOS COBRE (Cu) ALUMÍNIO (Al) E ZINCO (Zn), NAS CAMADAS DE SOLO DE 0 A 2,5 cm (CS1), 2,5 A 10 cm (CS2) E 10 A 20 cm (CS3) DAS COLUNAS INDEFORMADAS, APÓS LIXIVIAÇÃO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	153
ABELA 36 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA MATÉRIA ORGÂNICA (MO - g dm^{-3}), pH, SATURAÇÃO DE BASES (SB), CAPACIDADE DE TROCA DE CÁTIONS (CTC), NAS CAMADAS DE SOLO DE 0 A 2,5 cm (CS1), 2,5 A 10 cm (CS2) E 10 A 20 cm (CS3) DAS COLUNAS INDEFORMADAS APÓS LIXIVIAÇÃO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).....	155

RESUMO

O sistema de semeadura direta, o qual tem sido intensivamente usado no Estado do Paraná, tem proporcionado um aumento nos teores de elementos químicos, principalmente na camada superficial do solo. Isto tem contribuído para perdas de nutrientes através do escoamento superficial e conseqüentemente a deterioração das águas pelo processo de eutrofização. Entre os nutrientes, o N e o P são os principais contribuintes para a eutrofização, porém o P é o mais limitante em água doce. Embora o Brasil possua grandes reservas de água superficial, algumas regiões já apresentam problemas de escassez hídrica, uma vez que na disponibilidade deste recurso, os aspectos de qualidade e quantidade são indissociáveis. Entre as medidas para a proteção dos mananciais de superfície está a adoção de práticas de retenção do escoamento superficial e aumento a infiltração da água no solo, retendo no mesmo os nutrientes, evitando assim a poluição das águas. Os objetivos deste trabalho foram avaliar, em latossolo originário do basalto sob sistema de semeadura direta e adubação mineral e orgânica: a) a perda de nutrientes via escoamento superficial através de chuvas simuladas, e; b) o transporte de nutrientes via lixiviação através de colunas indeformadas de solo. A maior concentração de P no escoamento superficial ocorreu na última chuva sobre solo adubado com dejetos líquidos de suíno. Esta concentração foi muito superior ao limite estabelecido pela legislação Brasileira para evitar a eutrofização das águas doces. O P mostrou baixa mobilidade no solo, concentrando-se na camada de 0 a 2,5 cm. Este efeito foi mais acentuado no solo adubado com dejetos líquidos de suíno. O uso do dejetos líquidos de suíno resultou uma maior concentração de N-NH_4 e N-NO_3 , no escoamento superficial. O N-NO_3 teve uma mobilidade no solo expressivamente maior do que o N-NH_4 . No tratamento com adubo mineral observou-se uma lixiviação de 20% do N-NH_4 , enquanto que 100% do N-NO_3 aplicado foi lixiviado. O dejetos líquidos de suíno proporcionou uma maior demanda química de oxigênio (DQO) tanto no escoamento superficial como na água percolada em todas as chuvas e lixiviações. Os adubos utilizados não afetaram a concentração de K, Ca e Mg no escoamento superficial. No entanto, o K teve maior mobilidade no solo, apresentando maior concentração até a profundidade de 10 cm. A concentração de Cu foi maior no escoamento superficial do solo adubado com dejetos líquidos de suíno, porém, a mobilidade tanto do Cu quanto do Zn foi muito baixa.

ABSTRACT

The no till system, which has been intensively used in the Paraná State, has increased the levels of chemical elements, mainly in the superficial layer of the soil. This has contributed for losses of nutrients by runoff and consequently the water pollution by eutrophication. Among the nutrients, N and P are the most contributors for the eutrophication, however, the P is the most limiting in fresh water. Although Brazil has a great superficial water reserve, some regions already present problems of water insufficiency, once quality and quantity can't be separate when the issue is the availability of this resource. Among the measures to protect the superficial waters it is the adoption of measures to retention of surface runoff and increase water infiltration, holding the nutrients in the soil bulk, thus preventing the water pollution. The objectives of this work were to evaluate, in a Latossolo originally from basalt, under no till system and mineral and organic fertilization: a) The loss of nutrients by runoff under simulated rainfalls and; b) Nutrients transport by leaching in undisturbed soil columns. The greater concentration of P in runoff occurred in the last rainfall on fertilized soil with liquid swine manure. This concentration was much higher than the limit established by the Brazilian legislation to prevent fresh water eutrophication. Phosphorus showed low mobility in the soil, being more concentrated in the 0 to 2,5 cm soil layer. This effect was more accentuated on soil fertilized with liquid swine manure. The use of liquid swine manure resulted in a higher concentration of N-NH_4 and N-NO_3 in the runoff. The N-NO_3 mobility on soil was expressively higher than the N-NH_4 . In the mineral fertilization treatment, 20%, of the N-NH_4 applied was leached out, while 100% of the N-NO_3 applied was leached out. The liquid swine manure provided a higher chemical demand of oxygen (CDO) in the runoff as well as in the leaching. The fertilizers did not affect the concentration of K, Ca and Mg in the runoff. However, K had the highest mobility in the soil, being more concentrated in the 10 cm deep. The concentration of Cu was higher in the runoff of the fertilized soil with liquid swine manure, however, the mobility of Cu and Zn was very low.

1. INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais enfrentados pelas populações do Estado do Paraná, particularmente aqueles relacionados a contaminação dos recursos hídricos, em grande parte estão diretamente ligados ao fenômeno da erosão hídrica. Esta realidade tem evidenciado que a problemática da erosão hídrica traz diferentes prejuízos à sociedade. Ao mesmo tempo que promove a diminuição da qualidade da vida através do comprometimento dos recursos naturais, demanda recursos para o enfrentamento dos efeitos que dela decorrem. Dentre estes efeitos, os seguintes merecem citação: alteração da qualidade das águas superficiais; elevação nos custos para o tratamento das águas para o consumo humano; empobrecimento dos solos, e; aumento na frequência e magnitude das enchentes. Assim, a contaminação das águas põe em risco a saúde das populações humana e animal e o empobrecimento do solo, afeta a economia das regiões, face a interação que ocorre entre a água e o solo no comprometimento das suas qualidades.

A erosão hídrica, que se desencadeia basicamente através da desagregação e transporte de sedimentos pela energia da chuva e do escoamento superficial, retira os sedimentos das lavours, fazendo com que no processo se perca grandes quantidades de sedimentos e nutrientes associados. Mesmo que a quantidade de nutrientes transportados com o escoamento superficial de uma chuva que incide sobre um ambiente como numa bacia hidrográfica, possa ser considerada de pouca expressão agronômica e econômica, o empobrecimento do ambiente se dá pela ação continuada das perdas ao longo do tempo. O transporte de nutrientes pelo escoamento superficial tem sido cada vez mais facilitado pela chamada agricultura moderna, uma vez que esta tem proporcionado concentração de nutrientes crescente no solo, em especial na superfície. Por sua vez, esta condição tem sido facilitada pela semeadura direta, um sistema que nos últimos anos ganhou um impulso muito grande na produção agrícola, passando a ocupar a maior parte das áreas motomecanizadas do Estado do Paraná.

Embora o Brasil possua grandes reservas de água de superfície, algumas regiões já apresentam problemas de escassez hídrica. Essa escassez decorre, em parte, pela degradação da qualidade das águas, fazendo com que interfira na disponibilidade dos recursos hídricos. Ainda que a água seja considerada um

recurso renovável devido a sua capacidade de se recompor em qualidade, a classificação do recurso renovável para a água é limitada pelo uso, que vai pressionar a sua disponibilidade pela quantidade existente e pela qualidade apresentada, uma vez que os aspectos de qualidade e quantidade são indissociáveis. Assim, a água, dada a sua utilidade, é considerada um recurso finito e escasso e nesse sentido deve ser aproveitada de forma a evitar o perigo do seu futuro esgotamento (SETTI et al., 2001). Com isso, passa a ter importância o fato de que a água da chuva incidente em um determinado ambiente, seja retida no local em que se precipita e alcance os mananciais de água por fluxo subsuperficial e não superficial. Assim, ocorrendo a infiltração da água das chuvas nas encostas das bacias, em particular na zona de recarga, que corresponde ao terço superior da encosta, possibilitará uma regularidade em quantidade e qualidade no recarregamento dos mananciais.

No entanto, ao não ser contida nas encostas da bacia hidrográfica, a enxurrada pode alcançar os mananciais de água superficial, passando assim a ser a grande responsável pela chamada poluição não pontual ou poluição difusa. Este tipo de poluição que tem como um dos seus principais agentes, a atividade agropecuária, tem crescido em importância no comprometimento da qualidade das águas de superfície, na razão direta do crescimento da atividade agropecuária e da erosão hídrica, uma vez que tanto a água como o sedimento perdidos com o escoamento superficial tem se mostrado cada vez mais ricos em nutrientes. Um dos efeitos da poluição difusa sobre as águas, é o desencadeamento da eutrofização, especialmente quando entre os poluentes prepondera substâncias orgânicas e nutrientes tais como o fósforo e o nitrogênio.

A eutrofização, um fenômeno controlado principalmente pela disponibilidade de fósforo, se caracteriza por uma excessiva concentração de nutrientes na água, resulta em alto crescimento de organismos aquáticos, principalmente algas. Com a morte destes organismos e a subsequente decomposição, ocorre uma elevada demanda de oxigênio. com uma conseqüente escassez deste elemento no meio. Em decorrência da escassez de oxigênio, passa a haver dificuldades para a manutenção da vida no ambiente aquáticos, principalmente para aquelas espécies com maior nível de demanda de oxigenação, ocasionado assim um empobrecimento da flora e da fauna nos mananciais de água. A eutrofização ocasiona ainda problemas para a

economia e a saúde humana, tais como: elevação dos custos para o tratamento da água para o consumo humano; prejuízos para a atividade pesqueira; surgimento de odores desagradáveis e formação de produtos tóxicos e cancerígenos no processo de tratamento das águas para consumo humano.

Diante da importância da água para a vida e da magnitude dos efeitos da sua deterioração sobre as atividades humanas, torna-se importante adotar medidas de proteção dos mananciais de superfície. No entanto, para melhor atingir este objetivo, dada a complexidade dos fatores que proporcionam o comprometimento da qualidade das águas, é necessário adotar um conjunto de medidas capazes de controlar as causas da sua contaminação. Este conjunto de medidas pode ser composto da implantação de zonas ripárias, utilização de sistema de manejo conservacionista do solo através da semeadura direta e implantação de sistema de terraceamento.

Ocupando normalmente as áreas mais sensíveis da bacia, como as margens da rede hidrográfica, ao redor de nascentes e áreas saturadas, as zonas ripárias representam um importante papel na remoção de nutrientes e contaminantes. Esta remoção ocorre pela filtragem que o fluxo superficial e sub-superficial que se dirigem da encosta, sofrem ao atravessar a zona ripária. A zona ripária não atua apenas como filtro retendo os elementos que são transportados da encosta pelo escoamento superficial e sub-superficial. O ambiente ripário, além de ser considerado estratégico na questão da biodiversidade, proporciona reações que permitem o aproveitamento dos nutrientes pela vegetação, bem como a atuação da microbiologia do solo, mitigando o efeito da poluição difusa. As zonas ripárias, portanto, tem uma resposta para o controle da poluição não pontual, um fenômeno que por suas largas proporções e natureza difusa complica os esforços de mitigação.

A ação protetora da zona ripária é, portanto, importante para assegurar a qualidade da água nos mananciais. Essa percepção deve ser considerada, tendo em vista o reconhecimento mundial da poluição da água como uma das mais importantes ameaças ao ser humano. Embora a importância da zona ripária na função protetora dos mananciais de água de superfície contra a poluição difusa, não se deve concluir que a mera presença desta faixa de terra seja suficiente para sanar todos os problemas da poluição decorrente da atividade agrícola em uma bacia. É

necessário levar em consideração que a eficiência da zona ripária diminui em condições de grandes enxurradas proporcionadas por chuvas de alta intensidade. Assim, outras medidas de manejo de solo serão necessárias para barrar os sedimentos e poluentes que se movimentam das encostas para a linha de drenagem, pelo efeito do escoamento superficial.

A semeadura direta tem se mostrado um sistema eficaz no controle das perdas de sedimentos através da maior proteção da superfície do solo pelos resíduos culturais. No entanto, as perdas de água permanecem elevadas, neste sistema, principalmente nas regiões de solos originários do basalto pelas seguintes razões: 1) os solos dessas regiões, por terem textura argilosa, sofrem uma redução da sua capacidade em infiltrar a água da chuva, principalmente nos primeiros anos de implantação do sistema, ocasionado pelo trânsito de máquinas na superfície; 2) o relevo predominante nessas regiões, embora seja de declives suaves, é de pendentes longas o que favorece o acúmulo de enxurrada, potencializando, assim, a perda de água e sedimentos; 3) a erosividade anual das chuvas que incidem sobre estas regiões são as mais elevadas do estado; 4) as temperaturas desta região por serem altas, aceleram a decomposição da resteva, dificultando, assim, o acúmulo de palhada na superfície do solo. É necessário considerar ainda que nos primeiros anos de implantação da semeadura direta, há um emprego intensivo de adubos minerais e orgânicos, os quais se concentram nos primeiros centímetros do solo. Assim, em condições de semeadura direta, juntamente com as perdas de água, ocorrem perdas substanciais de nutrientes, uma vez que neste sistema a enxurrada é altamente enriquecida de nutrientes. Por outro lado, recentemente muitos agricultores do Estado do Paraná, ao constatar que a semeadura direta controla grande parte das perdas de sedimentos, passaram a remover, sem critérios técnicos, o sistema de terraceamento das lavouras, favorecendo, assim, a formação de enxurrada e em consequência, aumentando o potencial de perdas de água, sedimentos e nutrientes. No entanto, “para preservar a qualidade dos mananciais, faz-se necessário associar ao sistema de manejo, inclusive no plantio direto, outras práticas conservacionistas, como os terraços” (Hernani et al., 1999).

Sistemas de terraceamento bem dimensionados tem sido a solução tecnológica mais apropriada para barrar o escoamento superficial formado nas lavouras pela água da chuva que não infiltra no solo. Os terraços promovem o

seccionamento das encostas, impedindo o carreamento de sedimentos, nutrientes e agrotóxicos evitando, assim, que estes cheguem até aos cursos de água. Teoricamente estas estruturas devem exercer a função que por excelência era exercida pelas florestas, ou seja, de promover a estocagem e armazenamento da água oriunda da precipitação pluviométrica. A contenção da enxurrada no canal do terraço oportuniza a infiltração/percolação da água no solo com benefícios para a sua depuração, além de contribuir na regularidade da vazão de nascentes e cursos de água, pela estocagem natural no espaço poroso do solo.

Portanto, ao se infiltrar lentamente no solo, além de evitar o escoamento superficial, a água tem sua qualidade melhorada pois na passagem pelo sistema matricial do solo, sofre um processo de purificação, uma vez que os nutrientes e os sedimentos em suspensão são retidos no perfil do solo. Essa capacidade de reter nutrientes é particularmente acentuada nos solos argilosos principalmente os originários do basalto e altamente intemperizados como o Latossolos. Tais solos, por possuírem uma mineralogia que desenvolve tanto cargas positivas (cta), quanto cargas negativas (ctc), tem a capacidade de reter os principais ânions e cátions presentes em solução na água que venha a percola no perfil do solo. Desse modo, a água da chuva deixa de ser o agente da erosão hídrica e de poluição de mananciais de água e passa a ser estocada no solo. Assim, pode-se utilizar o potencial de retenção de água no solo como agente de estocagem natural e liberação lenta às nascentes e fontes dos cursos de água e lençóis subterrâneos (PREVEDELLO, 1996).

Este trabalho busca demonstrar o potencial que o não controle do escoamento superficial que se forma em lavoura manejada sob o sistema de semeadura direta representa para a poluição difusa dos recursos hídricos,. Assim, pretende-se evidenciar a necessidade da adoção de medidas de proteção dos mananciais de água de superfície, através de medidas de controle do escoamento superficial em semeadura direta, dentre elas o sistema de terraceamento e a formação de ambientes ripários.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Determinar a perda de água, sedimentos e nutrientes em erosão entressulcos e o movimento de nutrientes através da matriz do solo, em Latossolo originário do basalto manejado em sistema de semeadura direta e submetido a adubação orgânica e mineral.

2.2. Objetivos Específicos

- a) avaliar o efeito da adubação orgânica e mineral nas perdas ocasionadas por chuva simulada, de água, sedimentos totais e sedimentos suspensos no sobrenadante do escoamento superficial;
- b) determinar a condutividade elétrica, a demanda química de oxigênio e a concentração de nutrientes no escoamento superficial, incluindo a avaliação do efeito da adubação orgânica e mineral e a seqüência de chuvas simuladas nos resultados, bem como quantificar as perdas de nutrientes com o escoamento superficial, em relação ao montante de nutrientes aplicados no solo;
- c) determinar a concentração de fósforo particulado e nitrogênio total no sobrenadante do escoamento superficial, bem como o efeito da adubação orgânica e mineral e a seqüência de chuvas simuladas nos resultados;
- d) determinar a condutividade elétrica, a demanda química de oxigênio e a concentração de nutrientes lixiviados com a água percolada por colunas indeformadas de solo, incluindo o efeito da adubação orgânica e mineral e a seqüência de turnos de água percolada nos resultados, bem como quantificar as perdas de nutrientes com a água percolada, em relação ao montante de nutrientes aplicados no solo;
- e) avaliar o efeito da lixiviação de nutrientes com a água percolada, na concentração de nutrientes disponíveis em diferentes profundidades de solo, bem como o efeito da adubação orgânica e mineral nos resultados;
- f) produzir informações que fundamentem a necessidade da adoção de sistema de terraceamento e a conservação ou formação de ambientes ripários para o controle da poluição difusa em sistemas de semeadura direta.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. EROSÃO HÍDRICA DO SOLO

Os agentes que incidem sobre uma bacia hidrográfica, promovendo a perda de água e sedimentos através da erosão hídrica, se expressam de maneira distinta, em razão do local em que agem na bacia. Isto permite separar diferentes formas de erosão. Pode-se afirmar que, as formas mais generalizadas de erosão, em particular nos solos do estado do Paraná, são a erosão entressulcos e a erosão em sulco. Para MEYER et al. (1975), o entendimento do processo de erosão hídrica do solo pela água das chuvas, torna-se grandemente facilitado pela sua divisão em processo de erosão entressulcos e processo de erosão em sulcos. Segundo os autores o entendimento é facilitado em função das características hidrológicas e condições de superfície dominantes em cada uma dessas formas. A erosão entressulcos pode ocorrer de forma generalizada na paisagem de uma bacia, no entanto se expressa mais acentuadamente, em relação as demais formas de erosão, no início das encostas. As outras formas de erosão são a erosão em canal e a erosão em voçoroca, sendo que neste trabalho, conforme já mencionado nos objetivos, será tratado a forma de erosão hídrica entressulcos.

Um dos principais, senão o principal mecanismo de perda de nutrientes, é através da erosão hídrica do solo. Este processo, por ser seletivo, transporta preferencialmente os sedimentos mais finos constituídos principalmente de matéria orgânica, por estar em maior concentração na superfície do solo e pôr ser de baixa densidade, normalmente altamente enriquecida de nutrientes (BARROWS e KILMER, 1963). Os nutrientes presentes no solo, em especial na sua camada superficial, são transportados pelo escoamento superficial, associados aos sedimentos ou dissolvidos na água (GBUREK e SHARPLEY, 1998), o que faz da enxurrada o principal mecanismo pelo qual os nutrientes são exportados das terras agrícolas (SHARPLEY et al., 1992). Por sua vez, ao entrar nas águas superficiais, a enxurrada pode acelerar a degradação dos recursos hídricos (SHARPLEY et al., 1996) fazendo com que se torne uma das maiores fontes de poluição difusa e o maior causador de contaminação de água (PARRY, 1998). A erosão portanto, é o fenômeno que mais contribui para o agravamento e em muitos casos o próprio

estabelecimento dos problemas ambientais, uma vez que os recursos naturais mais atingidos por esse fenômeno são a água e o solo. Assim, quando pelo fenômeno da erosão, a água age sobre o solo transportando-o, ambos diminuem de qualidade. Em razão disso, é importante entender os mecanismos e as formas de retirada da água e dos sedimentos das lavouras através da erosão hídrica entressulcos, bem como os desdobramentos que ocorrem no ambiente em decorrência da ação deste fenômeno.

3.1.1. Etapas da Erosão Hídrica

3.1.1.1. Fase de desagregação do solo

O processo da erosão hídrica tem início com a incidência das gotas de chuva sobre a superfície do solo. As partículas de solo atingidas pelas gotas de chuva são desagregadas pela energia cinética do impacto. A partir daí ocorrem as fases de transporte das partículas individualizadas e a deposição das partículas transportadas. Para melhor explicar o fenômeno da erosão hídrica, MEYER e WISCHMEIER, (1969) subdividiram as fases de desagregação nas seguintes etapas: a) desagregação do solo pelo impacto das gotas de chuva; b) desagregação do solo pelo escoamento superficial; c) Transporte das partículas pela chuva, e; d) Transporte das partículas pelo escoamento superficial. Os autores dizem que a intensidade com que cada um destes sub-processos irá influir na erosão depende da capacidade de desagregação de solo pela chuva e pelo escoamento superficial e da capacidade de transporte das partículas pela chuva e pelo escoamento superficial. Assim, pode-se dizer que a erosão hídrica do solo é um processo dependente da combinação da capacidade da chuva em causar erosão e da habilidade do solo em resistir a erosão (CARVALHO, 1986).

Após as partículas de solo serem individualizadas, em razão do colapso estrutural dos agregados superficiais, ocorre uma acentuada redução na infiltração da água no solo, em grande parte já nos primeiros minutos de chuva. O carregamento das partículas desagregadas de pequeno tamanho para dentro dos poros do solo origina a formação de um “selo” superficial (McINTYRE, 1958). O “selo” superficial transforma-se, após o secamento, numa crosta endurecida que

reduz grandemente a capacidade de infiltração de água no solo, favorecendo o escoamento superficial (CABEDA, 1984).

No entanto, a capacidade de desagregação da chuva ou o seu poder erosivo é dependente de características intrínsecas do solo como, conteúdo de umidade, textura e condições de solo que contribuem para a estabilidade dos agregados como, teor de matéria orgânica, mineralogia, ligações eletroquímicas e grau de intemperismo (ALBUQUERQUE et al., 2000). Além das características intrínsecas do solo, contribuem com o poder erosivo da chuva, as condições da superfície do solo como, nível de cobertura (DICKY et al., 1984), índice de rugosidade superficial (CARVALHO, 1986) e altura da lâmina d'água formada pela chuva (MEYER et al., 1975).

O conteúdo de umidade do solo interfere na sua suscetibilidade à erosão, uma vez que a água presente no meio, antecedente a chuva, diminui a estabilidade dos agregados por enfraquecer as ligações entre partículas. Com isto, a ação desagregadora da energia cinética da gota d'água tem seu efeito potencializado (McDOWELL e SHARPLEY, 2001). Tal fato levou KEMPER e ROSENAU, (1984); HAYNES, (1993) a considerar que a fase de umedecimento do solo seco talvez seja o mais importante fator que aumenta a erosão, a dispersão e desagregação do solo. Afirmam os autores que se as forças de hidratação osmótica dentro dos microagregados forem insuficientes para se contrapor às pressões de aprisionamento do ar e de diferentes dilatações da argila, as partículas de argila podem se dispersar favorecendo o seu transporte com o escoamento superficial (McDOWELL e SHARPLEY, 2001). Por sua vez, o volume do escoamento superficial vai depender do grau máximo de saturação do solo nos diferentes pontos da bacia, uma vez que esta não apresenta igual nível de saturação em todos os pontos. As chuvas antecedentes funcionam como formadoras de áreas saturadas que favorecem a formação do escoamento superficial nas chuvas mais intensas que venham a se precipitar logo após (GBUREK e SHARPLEY, 1998)

O efeito das condições de umidade do solo na erosão hídrica foi constatado por diversos autores. McINTYRE (1958) encontrou taxas máximas de desagregação quando a superfície do solo encontrava-se saturada pela água. Segundo o autor, isso se deveu ao fato de que nessa condição a coesão do solo atingiu o seu valor mínimo. DEDECEK et al. (1986) constataram que uma chuva de 16,5 mm ocorrida

no período de estiagem não provocou perdas de solo, enquanto outra de 5 mm, no período chuvoso, acarretou uma perda de 500 kg de solo por hectare. BERTOL et al. (2002) afirmaram que encontraram forte influência da umidade do solo antecedente à chuva, tendo verificado perdas maiores em solo com maior teor de umidade.

A textura do solo influencia no processo de erosão hídrica por ter relação direta com a estabilidade dos agregados. Esta, por sua vez, constitui-se num dos fatores determinantes na erodibilidade do solo. A erodibilidade expressa a suscetibilidade do solo ao processo erosivo. A diferença na erodibilidade de solos distintos ocorre por causa das condições intrínsecas desses solos, dadas pelas características e propriedades físicas, químicas e mineralógicas como, tamanho das partículas primárias, conteúdo de matéria orgânica, grau de estruturação do solo, conteúdo de óxidos de Fe e Al, conteúdo inicial de umidade do solo (WISCHMEIER e MANNERING, 1969). A erodibilidade entressulcos (K_i) é uma medida da suscetibilidade do solo à desagregação pelo impacto das gotas de chuva (ALBERTS et al., 1995 citado por CASSOL e LIMA, 2003). A relação entre a textura e a taxa de desagregação do solo foi determinada por REICHERT e CABEDA (1992) que observaram maiores taxas em Podzólicos com textura franco-argilo-arenosa e franco-arenosa com baixa estabilidade de agregados em relação aos solos com alto teor de argila e maior estabilidade de agregados como os Latossolos.

A estabilidade dos agregados do solo é uma condição importante na resistência às forças desagregadora que agem nas diferentes fases da erosão hídrica. McINTYRE (1958), verificou que a taxa de desagregação foi menor em solos com alta estabilidade de agregados. REICHERT e CABEDA (1992), observaram que a taxa média de desagregação apresentou-se significativamente correlacionada, de forma negativa, com vários índices de estabilidade de agregados como argila, carbono orgânico, retenção de água a altos e a baixos potenciais matriciais, óxido de ferro amorfo e óxidos de ferro e alumínio cristalinos.

ALBUQUERQUE et al., (2000) estudando a influência de diferentes tipos de solo nas formas de erosão constataram que os valores de erodibilidade entressulcos tiveram grande variação entre os solos estudados, indicando que este fator está fortemente relacionado com as características do solo. Segundo os autores, os solos cauliniticos são menos afetados pela erosão entressulcos do que os solos esmectíticos. Os autores constataram ainda que os solos com maior grau de

intemperismo tiveram erodibilidade entressulcos inferior à dos solos com menor grau de intemperismo, provavelmente, devido à maior taxa de infiltração de água naqueles solos, relacionada com a característica de não-expansividade, e, principalmente, à maior estabilidade dos agregados.

Entre as diversas variáveis que interferem no processo de erosão, a cobertura vegetal é, reconhecidamente, o fator isolado que exerce maior influência, por proporcionar um efeito protetor para o solo contra o impacto da gota de chuva (FOSTER, 1982). DEDECEK (1989) verificou menores perdas de sedimentos com uso de cobertura artificial (sombrite), tanto em contato com o solo como em cobertura suspensa, confirmando a importância do impacto direto da chuva em solo descoberto. O efeito da cobertura do solo na diminuição do efeito desagregador da gota de chuva foi também estudado por SIDIRAS et al. (1984). Os autores constataram que após 60 minutos de chuva simulada, as massas de sedimentos desagregados e coletados na área de estudo foram significativamente menores para a condição de solo com alto percentual de cobertura por resteva, em relação a condição de solo com baixo percentual de cobertura.

A cobertura do solo tem efeito protetor distinto quanto a sua colocação em relação a superfície do solos, se em contato com esta ou na forma de dossel. MUTCHLER e YOUNG, (1975), afirmam que quando em contato com a superfície do solo, como no caso dos resíduos culturais, a cobertura do solo reduz mais eficientemente a erosão do que como na forma de dossel. Esta maior eficiência da cobertura em contato com a superfície do solo, decorre do fato que nestas condições não há o impacto da gota na superfície do solo em função de que não há distância de queda para a gota retomar energia. Em contato com o solo, a cobertura também torna a enxurrada mais lenta, o que aumenta o fluxo em profundidade. Assim, aumentando o fluxo em profundidade diminui a desagregação pelo amortecimento do impacto da gota e reduz as forças hidrodinâmicas do impacto (FOSTER, 1982).

O efeito protetor da cobertura do solo é melhor evidenciado nos períodos em que o solo é mobilizado, mesmo parcialmente, como numa condição proporcionada pela operação de semeadura no sistema de semeadura direta. Nesta condição a superfície fica menos protegida da ação das chuvas e de suas enxurradas. Quando estes períodos coincidem com o período de elevada erosividade da chuva, os riscos de erosão aumentam (COGO et al., 2003).

3.1.1.2. Fase de transporte do sedimento desagregado

O salpicamento devido ao efeito desagregador do impacto das gotas de chuva, contribui para o transporte em pequenas distâncias das partículas de solo individualizadas e pela suspensão dessas partículas no fluxo laminar, decorrente da turbulência provocada no impacto (KINNELL, 1988). Portanto, o salpico representa o primeiro movimento do sedimento individualizado na erosão entressulcos. A amplitude deste efeito no fenômeno da erosão, está subordinada ao poder desagregador da chuva e a capacidade que o solo apresenta em se opor a energia desagregadora da chuva (FOSTER, 1982). Após as partículas desagregadas serem movimentadas pelo salpico e existindo fluxo superficial, passa a ocorrer sobre as porções mais ou menos lisas do terreno, a erosão entressulcos. O transporte das partículas do sedimento desagregado é realizado, quase que exclusivamente, pelo fluxo superficial raso. No entanto, sozinho, tal fluxo mostra capacidade de transporte muito limitada. Já, sob a ação do impacto das gotas da chuva, essa capacidade é potencializada, aumentando consideravelmente enquanto a profundidade da lâmina de água na superfície do solo cresce (MUTCHLER e YOUNG, 1975). O impacto das gotas de chuva sobre a delgada lâmina da enxurrada, produz turbulência no fluxo superficial, suspendendo e mantendo suspensas as partículas de solo desagregadas, facilitando assim o transporte (KINNELL, 1988). Em razão da erosão entressulcos ocorrer em fluxo raso, pode-se aduzir que esta forma de erosão é mais efetiva na remoção de nutrientes especialmente quando estes encontram-se concentrados na superfície. A intensidade da erosão dependerá da quantidade de partículas primárias desagregadas pelo impacto da gota de chuva e da capacidade da enxurrada em transportá-las (MORGAN, 1982).

Em uma bacia hidrográfica, a erosão entressulcos ocorre preferencialmente no início da encosta, alcançando a estabilidade em uma distância relativamente curta, em torno de 15 metros. Em razão disso, pode-se dizer que comparativamente com a erosão em sulco, a perda de solo através da erosão entressulcos é menor. Isto ocorre pelo fato da capacidade de transporte da erosão entressulcos ser limitada, uma vez que o fluxo superficial é delgado, por não ocorrer concentração de fluxo. Na continuidade da rampa, a perda de solo é dominada pela erosão em sulco e cresce com o tempo de duração da chuva, porém, limitada, agora pela capacidade

de desagregação do fluxo concentrado (BRAIDA e CASSOL, 1999). Depois que a erosão entressulcos remove as partículas remanescentes de um período inicial no qual a capacidade de araste ficou limitada, o fluxo passa a transportar apenas as partículas desagregadas instantaneamente. Isso pode ser explicado com base na teoria de que a taxa de desagregação se torna menor com o transcorrer da chuva, em função de uma redução da erodibilidade da camada superficial do solo, produzida pela remoção seletiva das partículas mais erodíveis (MOORE e SINGER, 1990).

A declividade do terreno é um fator que interfere no grau de significância dos diferentes mecanismos de transporte de sedimento durante o fenômeno da erosão. QUANSAH (1985), trabalhando em laboratório com diferentes declividades, detectou que, em declividades de até 10%, o salpico ocasionado pelo impacto das gotas de chuva era o principal agente de transporte do sedimento, porém, em declividades maiores que 10%, a contribuição da enxurrada no transporte aumentava em relação à do salpico.

A erosão entressulcos é usualmente mais seletiva do que a erosão em sulco (MEYER et al., 1975). Provavelmente isto decorre do fato das pequenas partículas se originarem do rompimento dos grandes agregados pela intensidade das forças hidrodinâmicas do impacto da gota de chuva sobre o solo, bem como o rompimento dos agregados pelo efeito repetido do impacto das gotas de chuva sobre estes agregados durante a fase de transporte pelo fluxo e, ainda, devido ao efeito seletivo durante o próprio transporte (FOSTER, 1982). PROFFITT e ROSE, (1991) constataram que a erosão entressulcos foi mais seletiva do que a erosão em sulco. Assim, embora a perda de solo na erosão entressulcos possa ser menor do que na erosão em sulco, a alta concentração de nutrientes associados aos sedimentos finos indica que não se deve desprezar este tipo de erosão como mecanismo de transporte (PALIS et al., 1990).

Os resíduos vegetais além de proteger o solo contra o efeito desagregador da gota de chuva, são um meio eficaz para reduzir a concentração de sedimentos na enxurrada, por diminuírem a velocidade do escoamento superficial da água em razão da barreira física formada por eles (MEYER et al., 1970). Ao permanecerem na superfície, os resíduos participam do controle do transporte de sedimentos por formar uma série de intrincados diques e entulhos (DICKEY et al., 1984). Em virtude

disto eles aumentam a tortuosidade do fluxo, impedindo assim que a água escoe livremente (MEYER e MANNERING, 1971). Na passagem da água por entre as peças de resíduos, ocorre a filtragem dos sedimentos em suspensão na enxurrada (FOSTER, 1982). Assim, nas áreas depressionais formadas pelos resíduos ocorre a deposição dos sedimentos por capturarem as partículas de sedimentos que estão sendo erodidas (ONSTAD, 1984).

Outro fator que interfere no processo de transporte de sedimentos, embora com menor intensidade no caso da erosão entressulcos, é a rugosidade superficial do solo. Superfícies mais rugosas terão a capacidade de quebrar a velocidade do fluxo superficial, diminuindo assim, a enxurrada, na relação direta com o índice de rugosidade superficial (CARVALHO, 1986). É que o processo hidrológico de escoamento superficial, está intimamente relacionado e é afetado pelo micro-relevo que reduz a desagregação por transporte e o próprio transporte (ZOBECK e ONSTAD, 1987).

As condições físicas do solo, em especial a sua porosidade, exercem um acentuado efeito sobre a erosão hídrica, ainda que este efeito seja de forma indireta. Solos como os latossolos os quais apresentam boa porosidade, e nos quais os macroporos estejam preservados, apresentam uma alta condutividade hidráulica e assim concorrem para diminuir o escoamento superficial, uma vez que os macroporos estão envolvidos em processos de fluxo rápido. Uma baixa condutividade hidráulica do solo tem como resposta a rápida formação do fluxo superficial a partir do início da chuva (PREEDY et al., 2001). Os macroporos são classificados como canais de diâmetro maior do que 100 μm por onde o ar e a água penetram rapidamente no solo (GERMANN, 1990 citado por SIMARD et al., 2000). Muitas áreas com baixa permeabilidade favorecem a formação de fluxo superficial fazendo com que a hidrologia de superfície ocorra em toda ou quase toda a área ampliando, assim, o potencial das perdas de água e sedimentos (ARMSTRONG et al., 1984 citados por PREEDY et al., 2001).

A compactação do solo, um fenômeno que tem se acentuado nos últimos anos, com o advento da chamada agricultura moderna, contribui para a formação do escoamento superficial, e em conseqüência, de forma indireta com o processo de transporte de sedimento. A compactação do solo tem se acentuado devido ao aumento havido na potência das máquinas agrícolas, com o conseqüente aumento

na capacidade de transporte. Isto tem levado a um aumento correspondente tanto no peso das máquinas agrícolas, quanto das cargas transportadas por carretas, caminhões e colhedoras. Assim, em razão da intensidade do tráfego sobre as terras agrícolas e o elevado peso que é depositado sobre as rodas, as partículas de solo na região que recebe o estresse, passam a ocupar o espaço dos poros. Com isto são alterados o tamanho e continuidade dos poros, reduzindo portanto, a porosidade total e em especial a macroporosidade do solo (HILLEL, 1982). Por sua vez, a deformação do solo tem uma relação direta com a porosidade total do solo, especialmente a macroporosidade (SILVA et al., 2000). Em razão disto ocorre a deformação da estrutura do solo e a sua conseqüente compactação (TIJINK, 1988). Como a compactação restringe a porosidade do solo, restringe também a capacidade de infiltração e de armazenamento de água do solo o que favorece a formação do fluxo superficial e em conseqüência, o processo de transporte de sedimentos através da erosão hídrica (HILLEL, 1982). Estes efeitos podem ser ainda mais acentuados, caso o solo esteja com baixa resistência mecânica à compactação, em razão de se encontrar com excesso de umidade, o que diminui a sua capacidade para suportar operações motomecanizadas (PEDROTTI e DIAS JUNIOR, 1996)

3.1.1.3. Fase de deposição dos sedimentos transportados

Após o transporte do sedimento através do salpico ou do fluxo superficial, passa a acontecer a fase de deposição do sedimento. Essa fase ocorre quando a quantidade de material desagregado excede a capacidade de transporte do escoamento superficial. A carga de sedimentos na enxurrada em um dado ponto sobre a superfície de solo inclinado é limitada por dois fatores: (a) pela capacidade de transporte do fluxo superficial e da chuva, ou (b) pela quantidade de material desagregado e prontamente disponível para o transporte (FOSTER e WISCHMEIER, 1974).

A deposição dos sedimentos se dá de forma seletiva, sendo as partículas mais grossas depositadas primeiro. Já as partículas mais finas, como as argilas e a matéria orgânica, são transportadas a maior distância facilitando as perdas destas frações de solo, as quais são importantes na retenção de umidade e nutrientes. A

sedimentação de partículas é afetada pela densidade da partícula e da água, pelo tamanho e forma dos sedimentos, pelos processos que ocorrem na superfície das partículas, pela turbulência das águas e pela estratificação da coluna de água, sendo o processo de sedimentação governado pela lei de Stokes (TUNDISI, 2001). Assim, a deposição dos sedimentos pode ocorrer a grandes distâncias do local em que foi desagregado, ou até mesmo não ocorrer deposição, dependendo da capacidade de transporte do fluxo e dos sedimentos terem a capacidade permanecer suspensos na coluna de água. Quando os sedimentos tem baixa densidade e reduzido tamanho, apresentam um movimento errático que impede a sua deposição. Em consequência, tais sedimentos passam a contaminar as águas superficiais e causar assoreamento do leito dos rios e barragens distantes das áreas de perda (SONZOGNI et al., 1982).

3.1.2. Influência do sistema de manejo do solo na erosão hídrica

Os sistemas de manejo do solo mais utilizados no Estado do Paraná, podem ser divididos em dois grandes grupos, a saber: 1) sistema de manejo convencional, no qual a operação de semeadura da cultura é realizada sobre um solo mobilizado em média por três operações de preparo do solo. Nestas operações, são utilizados principalmente implementos de disco como o arado e a grade. Este sistema caracteriza-se pela inversão parcial ou total da camada de solo mobilizada, ocasionando o sepultamento da maior parte dos resíduos vegetais; 2) sistema de manejo conservacionista, o qual por sua vez pode ser subdividido da seguinte forma: a) sistema de preparo reduzido do solo, aonde a operação de semeadura é realizada sobre solo mobilizado por até duas operações de preparo do solo para as quais os implementos mais utilizados são o escarificador e a grade. Este sistema caracteriza-se por uma reduzida inversão da camada de solo mobilizada. Com isto há a manutenção da maior parte dos resíduos vegetais na superfície ou semi-incorporados ao solo, e por apresentar um alto índice de rugosidade superficial (BERTOL et al., 1997); b) sistema de semeadura direta, que segundo dados internos da EMATER-PR, a partir da década de 80, ganhou um impulso muito grande, ocupando atualmente cerca de 73% da área sob cultivo anual. Na semeadura direta, a operação de semeadura é realizada sobre a resteva da(s) cultura(s) anterior(es),

portanto com ausência de operações de preparo do solo. Este sistema se caracteriza por manter a maior parte da superfície com solo consolidado e protegido por resíduos vegetais, e por um reduzido índice de rugosidade superficial (COGO, 1981).

Os níveis diferenciados de mobilização do solo, cobertura do solo por resíduos vegetais e rugosidade superficial do solo proporcionado pelos distintos sistemas de manejo do solo, imprimem aos solos comportamentos de hidrologia de superfície e condutividade hidráulica diferentes. Isto por sua vez, ocasiona suscetibilidades diferentes quanto a perda de água e sedimentos para solos manejados pelos distintos sistemas de manejo. Neste sentido, CASSOL et al. (2002); COGO et al. (2003); BERTOL et al. (2004) constataram que o sistema de semeadura direta perdeu mais água do que o sistema de preparo reduzido do solo e menos do que o sistema convencional. Já estes mesmos autores observaram que as perdas de sedimentos se comportaram de maneira diferente em relação as perdas de água. Os resultados por eles encontrados mostraram que o sistema de semeadura direta teve a menor perda de sedimentos, ficando o sistema convencional de manejo do solo com as maiores perdas. No entanto, todos os autores observaram que as perdas de água foram menos afetadas pelo sistema de manejo do solo do que as perdas de sedimentos. Segundo BERTOL et al. (2004), isto é explicado pelo fato de que, independentemente do sistema de manejo, o solo apresenta um limite de infiltração de água, a partir do qual a taxa de escoamento superficial tende a se igualar em distintos preparos.

Fica evidenciado, portanto, que a maior proteção da superfície do solo por resíduos culturais proporcionada pelo sistema de semeadura direta, nem sempre é suficiente para reduzir as perdas de água à um nível que mantenha a qualidade dos recursos hídricos. Além disso, nas regiões mais quentes, ocorre uma rápida decomposição destes resíduos, permanecendo assim, um risco de erosão considerável, principalmente em condições de alta erosividade e pendentes longas e/ou inclinadas, como ocorre na região do Estado do Paraná cujos solos são originários do basalto. Estes riscos se tornam maiores em glebas que iniciaram o sistema sob condições de solo já degradado e nas quais as quantidades de resíduos culturais na superfície do solo são baixas.

A menor eficiência da semeadura direta em controlar as perdas de água, em relação as perdas de sedimentos, se devem principalmente a compactação do solo devido à consolidação da superfície e ausência de revolvimento do solo. Trabalhos tem mostrado que a semeadura direta tem proporcionado um aumento na densidade do solo na camada superficial (0 - 10 cm), freqüentemente maior do que no preparo convencional. Este fenômeno ocorre principalmente nos primeiros anos, quando o sistema está sendo implantado, devido ao rearranjo natural que o solo tende a apresentar quando deixa de sofrer intensas mobilizações mecânicas (FERNANDES et al., 1983; HENKLAIN, 1997; VIEIRA, 1981; KLEIN, 1996; SILVEIRA et al., 1997; VIEIRA e MUZILLI, 1984; De MARIA et al., 1993). Tais alterações são decorrentes da diminuição na porosidade do solos provocada pela acomodação natural dos agregados do solo em razão da pressão exercida na superfície pelas operações de motomecanização.

SECCO et al. (1997) estudando a porosidade do solo em diferentes sistemas de manejo em condição de Latossolo Vermelho-Escuro argiloso, encontraram menor porosidade total e menor macroporosidade na profundidade de 7 cm para a condição de semeadura direta em relação ao manejo convencional do solo. Por outro lado sabe-se que a permeabilidade do solo depende, dentre outros fatores, da quantidade, da continuidade e do tamanho dos poros (BEUTLER et al., 2001). Assim, em razão da redução da porosidade, reduz-se a condutividade hidráulica do solo, com um conseqüente, aumento do escoamento superficial. Por sua vez, em glebas sob semeadura direta, a enxurrada pode se concentrar e obter energia suficiente para transportar a palhada por arraste ou por flutuação (FOSTER, 1982; BERTOL e COGO, 1996). Esta remoção da palhada aumenta sensivelmente o risco de erosão nas áreas expostas.

3.2. PERDA DE NUTRIENTES POR EROSÃO HÍDRICA

Antes de tratar propriamente das perdas de nutrientes por erosão hídrica e para o melhor entendimento de algumas citações que serão feitas nos tópicos subsequentes, enfocaremos aqui a forma como o fósforo (P) pode ocorrer em um determinado meio, seja no solo, no escoamento superficial ou no ambiente aquático, bem como a disponibilidade destas formas para os organismos vivos. Segundo

SHARPLEY et al., 1994; SONZOGNI et al., 1982; McDOWELL e SHARPLEY, 2001, o P pode ser separado, quanto ao meio aonde se encontra, nas seguintes formas: a) forma dissolvida reativa, que é a fração do elemento que se encontra dissolvido na água e passa por um filtro de 0,45 μm de diâmetro dos poros, e; b) forma particulada, correspondendo a fração do elemento que não passa por um filtro de 0,45 μm de diâmetro dos poros e se encontra adsorvido as partículas minerais do solo, ou fazendo parte da estrutura do mineral destas partículas ou ainda, como um constituinte das partículas orgânicas do solo. Analiticamente a fração particulada é normalmente determinada subtraindo-se do teor total do elemento, o teor na forma solúvel reativa. Quanto a disponibilidade do P ser utilizado pelos organismos vivos, os autores fazem a seguinte separação: a) forma prontamente disponível, na qual o elemento é considerado imediatamente disponível para os organismos vivos, também denominada de biodisponível. É considerado biodisponível todo o P solúvel reativo e parte do P particulado que se encontra adsorvido à partículas minerais ou como um constituinte das partículas orgânicas do solo, e; b) forma não prontamente disponível, na qual a disponibilidade do elemento para os organismos se dará a médio e longo prazo.

3.2.1. Concentração de nutrientes no solo

Com o advento da chamada agricultura moderna, as inversões tecnológicas no sistema agrícola tem se intensificado. Entre essas inversões, o uso de adubos e corretivos cresceu, como instrumento para elevar a produtividade das culturas. No uso de adubos, além do emprego de adubos químicos, tem aumentado a utilização de dejetos de animais, principalmente na Região Sul do Brasil (SCHERER, 1998), com os seguintes objetivos básicos: a) melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo; b) proporcionar maior lucro aos agricultores em razão das restrições financeiras e a elevação dos custos dos adubos minerais (SCHERER et al., 1984); e, c) dar um destino aos dejetos produzidos nas propriedades, principalmente naquelas que tem se especializado no sistema de confinamento de animais (SCHERER, 1998).

Em decorrência do aumento no uso de adubos e corretivos, muitas regiões agrícolas tem apresentado um crescimento dos níveis de determinados nutrientes no

solo. Um dos motivos para este crescimento, é a baixa eficiência dos adubos (SIMARD et al., 1995). Outro motivo se deve ao fato de que a entrada de dejetos e adubos pode exceder a saída de grãos e animais (SHARPLEY et al., 1994; SHARPLEY, 1985). No caso do uso do dejetos suíno, esta tendência pode ter um agravamento quando a aplicação do produto é feita para atender a necessidade de N pelas culturas. Caso isso ocorra, haverá um acúmulo de P no solo pois esse elemento, quantitativamente é menos demandado pela planta em relação ao N (HEATWAITE et al., 2000; DANIEL et al., 1998). É necessário considerar ainda, o N é o elemento mais sujeito a um maior número de transformações de origem bioquímica no solo (SCHERER, 1998), o que favorece as perdas por lixiviação ou volatilização (PORT et al., 2003; SCHERER, 1998).

Por outro lado, a concentração de nutrientes no solo pode se tornar ainda mais acentuada em determinadas propriedades rurais, nas quais a distribuição de dejetos é feita sem um controle na quantidade que está sendo aplicada. Esse descontrole é ocasionado, em determinadas situações pela disponibilidade excessiva desse tipo de insumo (HEATWAITE et al., 2000). A falta de controle na aplicação dos dejetos nas lavouras, tem levado a situações que promovem taxa de nitrogênio (N) bem acima do que as culturas retiram. Como o P é menos demandado do que o N, passa a haver um acentuamento ainda maior no acúmulo do P no solo (BITZER e SIMS, 1988). Numa iniciativa para definir limites de volume de estrume a ser aplicado e assim evitar a concentração excessiva de nutrientes no solo, MIRANDA et al. (1999) recomendam que para o cálculo do volume de estrume a ser aplicado deve ser levado em conta as características do solo. Segundo os autores, como cada solo tem uma capacidade de reter P, o limite deve ser de 25% de saturação deste elemento na camada dos 20 cm de solo.

3.2.2. Concentração de nutrientes na superfície do solo

3.2.2.1. Efeito do sistema de manejo do solo na concentração de nutrientes na superfície do solo

O uso crescente de adubos minerais e ou orgânicos tem trazido preocupação em razão do acúmulo de nutrientes que tem sido observado no solo,

mais particularmente na superfície (McDOWELL e SHARPLEY, 2001; CASSOL et al., 2002; SHARPLEY et al., 2001; GINTING et al., 1998; LAFLEN e TABATABAI, 1984; HEATWAITE et al., 2000). De um modo geral, pode-se considerar que o aumento na concentração de nutrientes na superfície do solo está associado ao sistema de manejo do solo e ao sistema de manejo dos adubos e corretivos.

O manejo do solo através do sistema de semeadura direta, tem proporcionado o acúmulo de nutrientes na superfície do solo (HERNANI et al., 1999; SHARPLEY et al., 1994; SHARPLEY et al., 1992; LAFLEN e TABATABAI, 1984; SHARPLEY, 1995) pela não inversão da camada superior do solo (ISMAIL et al., 1994). Essa disponibilidade, por ser acentuadamente maior nas camadas superiores do solo, cria um forte gradiente negativo de fertilidade no perfil do solo (AMARAL, 2002). Tal situação produz um potencial para uma maior perda de nutrientes, uma vez que na superfície do solo estes são facilmente transportados pelo escoamento superficial (SHARPLEY et al., 1991). LAFLEN e TABATABAI (1984) estudando o comportamento do N na superfície, afirmam que com relação a este elemento mineral, as concentrações encontradas na superfície do solo manejado através do sistema de semeadura direta foram em torno de quinze vezes aquelas encontradas quando o N foi incorporado ao solo pelo sistema convencional de manejo.

3.2.2.2 Efeito da lixiviação de nutrientes das plantas na concentração de nutrientes na superfície do solo

O sistema de manejo do solo influencia no acúmulo de nutrientes na superfície do solo também através da influência que exerce na localização dos resíduos vegetais, se na superfície ou incorporados ao solo. Segundo McDOWELL e MCGREGOR (1980), o fato do sistema de semeadura direta manter os resíduos vegetais na superfície, proporciona um aumento na concentração dos nutrientes na camada inicial do solo em relação ao cultivo convencional. Os autores afirmam que isto se deve a contribuição dos nutrientes que são lixiviados dos tecidos dos resíduos vegetais que se acumulam na superfície. Por sua vez, AMARAL (2002) afirma que no sistema de semeadura direta, o acúmulo de resíduos vegetais na superfície do solo, promove modificações nas características químicas, físicas e biológicas dessa camada, em relação ao sistema convencional. Estas modificações

ocorrem, de forma gradual e progressiva, a partir da superfície para a sub-superfície do solo e podem influenciar, dentre outros aspectos, no estoque de nutrientes disponível na camada superior do solo.

O acúmulo de nutrientes na superfície do solo pode ocorrer pelo processo de lixiviação de nutrientes, não apenas em resíduos de plantas mortas, mas também nos tecidos vegetais de plantas vivas (MODEL, 1990). Assim, a lavagem da parte aérea das plantas pela água da chuva faz com que os nutrientes lixiviados dos tecidos vegetais atinjam a superfície, contribuindo assim para o enriquecimento da camada inicial do solo (McDOWELL e MCGREGOR, 1984).

A contribuição do processo de lixiviação de nutrientes dos tecidos vegetais para o enriquecimento da superfície do solo, é influenciada pelo tipo de nutriente. Um dos nutrientes mais lixiviado dos tecidos vegetais é o potássio (K), uma vez que este elemento se encontra em componentes não estruturais e na forma iônica no vacúolo das células das plantas. Assim, ele é rapidamente lixiviado com pequena dependência dos processos microbianos. Nessa forma o K pode ser extraído dos tecidos vegetais apenas com a água da chuva, sem a necessidade de mineralização dos resíduos. No caso do P, cuja maior parte encontra-se na planta associada a componentes orgânicos do tecido vegetal (MARSCHNER, 1995), sua liberação está intimamente ligada ao processo de decomposição pelos microrganismos do solo (GIACOMINI et al., 2003). Já segundo BAKHSH et al. (2000), a maior fonte de N-NO_3 para o solo é proveniente da lavagem dos resíduos vegetais pela água da chuva.

O tipo de planta exerce influência sobre os resultados da quantidade de nutriente lixiviado. AMARAL (2002) obteve dados mostrando que os maiores teores de K, foram proporcionados pelos resíduos de nabo forrageiro (*Raphanus sativus*), em comparação com a aveia e a ervilhaca. O autor atribuiu o resultado ao fato do nabo apresentar, em sua composição, maior conteúdo desse elemento do que as outras duas espécies estudadas.

Estudos para determinar a variabilidade de nutrientes no solo conduzidos por KLEPKER e ANGHINONI (1993), mostraram influência da lixiviação de nutrientes das plantas vivas nos resultados. Os estudos mostraram grande variabilidade de nutrientes em diferentes locais da área pesquisada e indicou que a lixiviação dos nutrientes da parte aérea das plantas para o solo, contribuiu para os

resultados obtidos. Segundo os autores, determinados elementos como o K escoaram pela planta, alcançaram o solo e se concentraram na linha de semeadura, próximo ao colo da planta, diminuindo nas entre linhas. Esta explicação foi reforçada pelo fato de ter sido observado maior concentração de K na camada superficial do solo, em área cultivada com soja e aveia, independentemente da aplicação ou não do elemento no solo. MODEL (1990), testando formas de aplicação de K e de P na cultura de milho, encontrou comportamento semelhantes para o K. Ele observou que as concentrações destes elementos no solo foram maiores nas faixas de solo sob as linhas de plantas do que nas entrelinhas de plantas, inclusive na condição em que o adubo foi aplicado a lanço uniformemente em toda a superfície do solo. O autor creditou o resultado à lixiviação de K da parte aérea das plantas de milho, aumentando a sua concentração na linha de semeadura.

3.2.2.3. Efeito do sistema de manejo do adubo na concentração de nutrientes na superfície do solo

Uma das razões senão a principal razão da concentração de nutrientes na superfície do solo é o sistema de manejo dos adubos e corretivos, se colocados na superfície do solo ou incorporados a este. A prática de aplicação de adubo na superfície sem incorporação, promove uma elevação nos níveis de nutrientes nos primeiros centímetros de solo (SHARPLEY et al., 1994). BAKER e LAFLEN (1982) demonstraram que a enxurrada proveniente de áreas que receberam adubo fosfatado a lanço, obtiveram concentração de P dissolvido reativo 100 vezes maior do que para as áreas aonde o adubo foi colocado a 5 cm de profundidade. Segundo os autores, nas áreas adubadas com dejetos animais o comportamento foi similar. Já SOILEAU et al. (1994) observaram uma grande concentração de nutrientes na superfície do solo quando o adubo NPK foi aplicado sem incorporação. Segundo os autores, esta forma de manejo do adubo favorece o seu transporte com a enxurrada uma vez que ele pode dissolver-se na água retida nas depressões do solo e na palha, sendo posteriormente transportados, ao se desencadear o escoamento superficial. Portanto, independente do tipo de adubo, a sua colocação na superfície do solo produz um potencial para maiores perdas de nutrientes uma vez que estando na superfície, estes são facilmente transportados pela enxurrada

(SHARPLEY et al., 1991). As perdas tendem a aumentar com o aumento dos níveis de nutrientes na superfície do solo, numa relação linear (POTE et al., 1999).

O manejo de corretivos através da aplicação em superfície sem incorporação ao solo favorece a erosão hídrica e assim, pode contribuir de forma indireta para o transporte de nutrientes com a enxurrada superficial. PAVAN e ROTH (1992) estudaram os efeitos da aplicação de calcário em superfície sem incorporação, na composição química da enxurrada, em um Latossolo Vermelho. Os resultados permitiram aos autores concluir que o acúmulo do corretivo na superfície, diminui a taxa de infiltração da água devido a desestruturação dos agregados e consequentemente eleva as perdas de nutrientes pela enxurrada. Segundo os autores, esta forma de manejo do calcário decresce a capacidade de infiltração do solo porque ocorre uma dispersão das argilas que formam os agregados. A dispersão das argilas, por sua vez, favorece a obstrução da porosidade e a formação de selo superficial, o que potencializa o escoamento superficial. Em outro estudo ROTH e PAVAN (1991) também constataram o aumento da dispersão da argila com a aplicação do calcário. Segundo os autores, o efeito da não incorporação do produto na perda de nutrientes através da enxurrada foi ainda maior em condição de reduzida presença de palha na superfície.

3.2.2.4. Efeito do tipo de adubo na concentração de nutrientes na superfície do solo

A elevação do nível de nutrientes na superfície do solo decorre não apenas da não incorporação ao solo dos adubos mas também do tipo de adubo utilizado. GINTING et al. (1998) comparando o efeito do adubo orgânico de dejetos animais e do adubo mineral NPK, no aumento dos níveis de nutrientes na superfície do solo concluíram que o adubo orgânico proporcionou um aumento maior, especialmente para o P. Isto favorece as perdas de nutrientes através do transporte dos elementos orgânicos dos dejetos animais com a enxurrada, uma vez que os elementos orgânicos são os primeiros constituintes do solo a serem removidos pela erosão, em razão de estarem mais concentrados na superfície do solo e por terem menor densidade (BARROWS e KILMER, 1963 citados por CASSOL et al., 2002).

O fato do adubo na forma orgânica favorecer a concentração de nutrientes na superfície do solo, pode contribuir para agravar os efeitos dos acidentes de

transferência direta destes para os mananciais de água, também chamada de perda acidental. Este tipo de perda pode ocorrer quando a aplicação de adubo é coincidente com uma chuva. Na realidade a perda acidental inclui os processo de solubilização e desagregação física do adubo (PREEDY et al., 2001).

As circunstâncias para ocorrer a transferência acidental de nutrientes não são tão incomuns. Frequentemente os produtores tem poucas oportunidades de aplicar dejetos em períodos de baixa incidência de chuva ou com boas condições de umidade no solo (baixa umidade) e boas condições climáticas (PREEDY et al., 2001). Para o caso específico da região do Estado do Paraná com solos originários do basalto, é importante considerar que os períodos de maior uso de dejetos nas lavouras, é nas estações de primavera e verão, quando as chuvas são de alta intensidade.

A localização do adubo no solo, se na superfície ou incorporado ao solo, exerce influência quanto ao meio de transporte dos nutrientes pela enxurrada superficial, se na forma solúvel ou particulado. KIMMELL et al. (2001) observaram que a colocação do adubo na superfície, sem ser incorporado proporcionou uma perda significativamente maior de P com a enxurrada, na forma solúvel reativa comparado a situação em que o adubo foi incorporado ao solo. ZHAO et al. (2001) encontraram que quando o adubo foi colocado na superfície, sem incorporação, a perda de P solúvel reativo foi de 64% do P total e quando o adubo foi incorporado ao solo, 91% do P perdido foi na forma particulada. Os autores atribuíram as altas perdas de deste elemento na forma particulada ao distúrbio do solo ocasionado pela operação de incorporação do adubo, o que favoreceu o transporte de sedimento pelo processo de erosão. Já POTE et al. (1996), constataram que o P biodisponível estava mais presente na superfície do solo e concluíram que houve uma relação linear positiva entre a concentração de P presente no solo e a concentração de P biodisponível no escoamento superficial. Segundo os autores, a relação foi mais explícita quando a concentração de P biodisponível no escoamento foi comparada com os teores de P da amostra de solo tomada na camada de 0 a 2,5 cm.

A localização dos nutrientes no solo, reflete-se também no meio de transporte destes pela enxurrada superficial, se na forma solúvel ou particulada, bem como nas suas concentração na enxurrada. Sistemas convencionais de manejo de solo tendem a apresentar maiores perdas de nutrientes na forma particulada ao

passo que na semeadura direta as perdas maiores são na forma dissolvida (EGHBALL e GILLEY, 1999). Isto ocorre em razão do sistema convencional apresentar maior perda de sedimentos aos quais os nutrientes encontram-se adsorvidos. Já a semeadura direta promove um bom controle das perdas de sedimentos, porém a perda de água, que é o veículo para o transporte de nutrientes na forma dissolvida, permanece elevada (CARVALHO et al., 1990). SHARPLEY et al. (1992) e EGHBALL e GILLEY (1998) verificaram que o sistema de semeadura direta, proporcionou uma perda significativamente maior de P solúvel reativo com o escoamento superficial comparado ao sistema convencional de manejo do solo, o qual proporcionou uma maior concentração de P no escoamento superficial, na forma particulada. Os autores explicam que a perda de P na forma particulada é um processo complexo ocasionado por determinados fatores como o manejo do solo. Segundo eles, sistemas de manejo que mobilizam o solo, favorecem a produção de enxurrada e a erosão. Por sua vez a enxurrada no seu movimento, desagrega as finas frações de solo (argila e matéria orgânica) que compõem os agregados e nas quais se encontra o P particulado. Com relação a predominância no sistema de semeadura direta, da perda dos nutrientes na forma solúvel, os autores explicam que isto se deve ao fato de que neste sistema de manejo, embora a perda de sedimentos seja pequena, a perdas de água, que é o veículo de transporte do elemento na forma solúvel, mantém-se elevada, conforme constatado também por CASSOL et al. (2002).

3.2.3. Efeito do sistema de manejo do solo na concentração de nutrientes na enxurrada

Quanto a influência do sistema de manejo do solo na concentração dos nutrientes na enxurrada, HERNANI et al. (1999) constataram que as concentrações destes e da matéria orgânica foram significativamente influenciadas pelos sistemas de manejo do solo. Os autores obtiveram concentrações de Ca, P e matéria orgânica, no sedimento e a de K, em solução significativamente mais elevadas no sistema de semeadura direta, quando comparadas ao sistema convencional. Já BERTOL et al. (2004) verificaram que as concentrações de K nos sedimentos foram 2,7 vezes maiores no sistema de semeadura direta do que convencional, graças,

principalmente, à sua maior concentração na camada superficial do solo. Por sua vez SOILEAU et al. (1994), avaliando diferentes sistemas de manejo do solo, constataram que a semeadura direta proporcionou maior concentração de nutrientes na enxurrada.

Em relação ainda ao efeito do sistema de manejo do solo na concentração de nutrientes no escoamento superficial, pesquisas realizadas por LAFLEN e TABATABAI (1984) para estudar o efeito das reduções de operações de preparo do solo na perda de água, sedimentos e nutrientes mostraram que a diminuição nas operações de cultivo do sistema convencional de manejo do solo para o sistema reduzido e para o sistema de semeadura direta, aumentou significativamente a concentração de nutrientes tanto na água da enxurrada quanto no sedimento. A maior diferença foi observada nos nutrientes transportados na água da enxurrada. Os autores encontraram que na semeadura direta, pelo fato do adubo ter sido colocado na superfície, sem ser incorporado ao solo, proporcionou uma concentração de P na água da enxurrada em torno de cinco vezes maior na semeadura direta do que no sistema convencional, sendo que para N-NH_4^+ e N-NO_3^- , as concentrações para a semeadura direta foram de cinco a oito vezes maior do que no sistema convencional. Segundo os autores, isto demonstra que o sistema de semeadura direta favoreceu a concentração de nutrientes na superfície do solo.

3.2.4. Efeito do tipo e forma do nutriente no meio de transporte do nutriente

A caminho pelo qual o elemento é conduzido no processo de perda, se pela superfície com a enxurrada ou por lixiviação em sub-superfície, é influenciado pelo tipo e forma dos nutrientes presentes no solo. O N-NH_4^+ tem maiores perdas pelo escoamento superficial do que por sub-superfície, uma vez que se encontra relativamente imobilizado no solo e está mais concentrado nos primeiros milímetros de solo. No caso do N-NO_3^- , a maior perda ocorre por lixiviação, em razão da sua baixa reatividade com o solo (ZHAO et al., 2001; EGHBALL e GILLEY, 1999). O P, de um modo geral, é mais transportado através do fluxo superficial do que por sub-superfície por ser fortemente adsorvido pelas partículas de solo, o que o torna pouco móvel. Assim, este elemento tende a se acumular na posição em que é aplicado, só se transferindo de local quando a porção de solo em que se encontra sofre

movimentação (GINTING et al., 1998; CORRELL, 1998). Por sua vez o K, em razão de se encontrar em maiores concentrações no solo, além de ser mais solúvel e móvel no solo do que o P é mais perdido por lixiviação do que este (BERTOL, et al., 2004).

3.2.5. Efeito do tipo de adubo na duração das perdas do nutriente

A duração do processo de perdas de nutrientes do solo após a aplicação do adubo, tem relação com o tipo de adubo utilizado. McDOWELL e SHARPLEY (2001) verificaram que a concentração do P solúvel reativo foi menor, três semanas após a aplicação do esterco do que um ano após esta operação, denotando, segundo os autores, um poder prolongado de liberação de P pelo esterco. Os resultados foram atribuídos ao baixo movimento do P na descida pelo perfil do solo via fluxo de matriz. EGHBALL e GILLEY (1999) concluíram que quando a fonte de P foi o dejetos de animais, as perdas deste elemento foram mais prolongadas do que quando foi utilizado o adubo mineral. Eles observaram que mesmo tendo sido usado mais P na forma de dejetos do que na forma de adubo mineral, na primeira chuva, a concentração do P aonde foi usado dejetos foi menor, sendo que nas demais chuvas o comportamento se inverteu.

3.2.6. Efeito das chuvas na perda de nutrientes

O intervalo de tempo entre a aplicação do adubo no solo e a incidência das chuvas, bem como a seqüência de chuvas exercem influência nos resultados de perdas de nutrientes. SHARPLEY et al., 2001; PIERSON et al., (2001); SHARPLEY et al., (1994) verificaram uma diminuição da perda de P com o aumento do intervalo de tempo entre a aplicação do adubo e a ocorrência da primeira chuva, especialmente para o caso de adubo orgânico. Segundo os autores os resultados podem ser explicados pelo maior tempo de reação do P adicionado, com o solo e a diluição de parte do P aplicado na água da chuva que infiltra e portanto não causa escoamento superficial. Em relação a seqüência de chuvas (CASSOL et al., 2002) observou que as perdas maiores de nutrientes ocorreram nas primeiras chuvas, com exceção do K que apresentou grande variabilidade. Comportamento semelhante foi

registrado por SHUMAN (2002) que verificou maior massa e maior concentração de P no escoamento superficial durante a primeira chuva simulada incidente 4 horas após a aplicação de adubo mineral, com uma dramática redução nos eventos subsequentes. A concentração de nutrientes pode variar ainda dentro de uma mesma chuva, fato este observado por LAFLEN e TABATABI (1984). Estes autores verificaram que nos 10 minutos iniciais de chuva, a concentração de N na água foi 6 vezes maior do que no final dos 120 minutos.

Autores tem afirmado que a perda de nutrientes através da enxurrada superficial ocorre principalmente nos grandes eventos. As maiores perdas de N-NH_4 e P solúvel reativo, segundo PIERSON, et al. (2001) concentraram-se num pequeno número de chuvas, porém com alta intensidade, sendo que poucas chuvas responderam por aproximadamente 50% do P perdido. Com relação ao N-NO_3 OWENS e EDWARDS (1993) também observaram que as maiores perdas ocorreram em poucos eventos mas de alta intensidade. Em parte os resultados se devem ao fato de que a profundidade da camada de solo que interage com o escoamento superficial aumenta com o aumento na intensidade da chuva (SHARPLEY, 1985). Por sua vez, a profundidade efetiva da camada de solo que faz a interface solo-chuva, é o parâmetro crítico que determina como muitos elementos químicos estarão disponíveis para a extração pela água da chuva (ZHANG et al., 1997). No entanto é necessário considerar que o tipo de adubo pode influenciar neste parâmetro. PIERSON, et al. (2001) afirmam que aplicações de dejetos animais na superfície, sem incorporação, favorece a interação deste material com a água da chuva e, em conseqüência, a perda de nutrientes através do escoamento superficial. Com o tempo, os nutrientes são levados para o interior do solo pela água da chuva e organismos, proporcionando uma diminuição das perdas

Embora autores afirmem que a perda de nutrientes através da enxurrada superficial ocorre predominantemente nos grandes eventos, outros autores chamam a atenção para o a contribuição dos pequenos eventos nestas perdas (QUINTON et al., 2001; PREEDY et al., 2001). Em parte esta contribuição ocorre porque resultados mostraram que os sedimento transportados pela enxurrada dos pequenos eventos são mais enriquecido de P do que os sedimentos transportados pelos grandes eventos (MORGAN et al., 1986 citado por QUINTO et al., 2001). Isto se deve ao fato de que para transportar as finas frações de solo é suficiente

escoamento superficial com menor energia de transporte. Por outro lado, há um número muito maior de pequenos eventos do que de grandes eventos. Assim, a maior frequência dos pequenos eventos, combinada com o alto nível de enriquecimento destes sedimentos, pode proporcionar uma maior perda de nutrientes, do que a perda nos grandes eventos (QUINTON et al., 2001). Pode-se esperar, portanto, que o resultado das perdas de nutrientes em pequenos eventos, porém de alta frequência, tem implicações no comprometimento da qualidade das águas dos mananciais. Deve-se considerar ainda que a quantidade de erosão necessária para causar danos ambientais é muito menor do que a erosão necessária para afetar a agricultura. Os riscos de danos ambientais oferecidos pelos pequenos eventos são particularmente maiores nas bacias cujos cursos d'água não estão protegidos por zonas ripárias e ou sistema de terraceamento, uma vez que neste caso, a enxurrada tem conexão direta com o manancial (QUINTON et al., 2001). No caso específico do P de dejetos de animal, deve-se levar em conta que após a aplicação do dejetos, qualquer chuva que causa um aumento no fluxo superficial tem o potencial para aumentar a solubilização e desagregação física do P (PREEDY et al., 2001).

3.2.7. Efeito das condições físicas do solo na perda de nutrientes

A concentração dos nutrientes na enxurrada superficial tem relação com as condições físicas do solo, em particular o grau de infiltrabilidade. POTE et al. (2001) e ANDRASKI e BUNDY (2003) encontraram baixa concentração de P solúvel reativo em condição de baixo volume de escoamento superficial, ocasionado por uma alta infiltrabilidade do solo e atribuíram os resultados a rápida infiltração do P dissolvido abaixo da camada de transferência do P dissolvido para a enxurrada. Segundo os autores, quando o solo apresenta baixa infiltração tende a ter maior concentração de P dissolvido no escoamento superficial, pois esta condição favorece a formação da enxurrada já nos primeiros momentos da chuva, situação em que ocorre alta disponibilidade de P para ser transferido para o escoamento. POTE et al. (1999) encontraram resultado semelhante e afirmam que estes foram decorrentes do fato de que se há menos escoamento, conseqüentemente há maior infiltração, o que

causa a descida do P para o interior do solo, diminuindo assim, a disponibilidade para o transporte.

3.2.8. Interação água/sedimento/nutrientes no escoamento superficial da enxurrada

A magnitude das perdas dos nutrientes através da erosão hídrica do solo está diretamente relacionado com o nível de concentração destes na superfície do solo, conforme já mencionado. Essas perdas iniciam quando a chuva interage com a fina camada de solo, liberando os nutrientes do solo e dos resíduos culturais. O primeiro passo no movimento dos nutrientes para o escoamento superficial é a sua extração do solo, pelos processos de dessorção e dissolução, dos resíduos de cultura, fertilizantes e estrumes aplicados na superfície. Estes processos ocorrem com a interação da chuva com a camada superior do solo, antes de ocorrer o escoamento (SHARPLEY, 1985). ZHANG et al. (1997) procurando melhor descrever a transferência de nutrientes da solução do solo para a enxurrada superficial, propuseram dividir esse fenômeno em dois processos: 1) processo de taxa rápida, o qual opera em uma curta escala de tempo e é dirigida pelo impacto da gota da chuva, causando uma dissolução dos minerais na zona mobilizada; e, 2) processo de taxa lenta, o qual opera uma escala de tempo maior e é dominada pela difusão molecular e fluxo de dispersão mecânica. Neste processo ocorre a transferência química da sub-superfície do solo para a zona mobilizada pelo efeito do impacto da gota de chuva e pela enxurrada. Ele torna-se significativo durante um evento de chuva prolongada, ou para casos quando uma lâmina de água se forma na superfície do solo (ZHANG et al., 1997). Uma vez iniciado o escoamento superficial, parte dos nutrientes dessorvidos do material fonte e dissolvidos na enxurrada podem ser novamente adsorvidos pelos colóides presentes na enxurrada (SHARPLEY, 1981).

Portanto, os nutrientes provenientes de diferentes fontes, podem ser readsorvidos durante o transporte com a enxurrada, pelos colóides do solo. Sabe-se que as partículas finas, as quais são transportadas preferencialmente pelo escoamento superficial, tem maior capacidade de adsorver nutrientes durante a enxurrada. Esta possibilidade foi constatado por SARPLEY, (1980) e por

SHARPLEY et al. (1981) e segundo os autores, a readsorção é realizada em grande parte pelos sedimentos finos removidos pela ação seletiva do processo de erosão. Segundo o autor, tais sedimentos tem uma maior capacidade de, durante o deslocamento da enxurrada, adsorver nutrientes dissolvidos, fazendo com que a concentração destes diminua no escoamento superficial, a medida que aumenta a quantidade de sedimentos suspensos. SHARPLEY (1980) afirma que no caso específico do P, a adsorção deste elemento solúvel durante o transporte com o escoamento superficial ocorre principalmente pelos sedimentos suspensos e não pela superfície do solo sobre a qual a enxurrada passa.

A readsorção dos nutrientes pelas partículas que possuem as propriedades para promover essas reações durante o transporte pelo escoamento superficial, é um processo importante que deve ser considerado, particularmente nas regiões aonde a retirada de solo pelo fenômeno da erosão é acentuado. Nessas condições, a readsorção promove um decréscimo acentuado na concentração do nutrientes na forma solúvel reativa na enxurrada e um conseqüente aumento na concentração do elemento na forma particulada (BURWELL et al., 1975). Assim, nessas regiões, a remoção dos nutrientes pela enxurrada, a sua adsorção pelas partículas de solo em suspensão no escoamento superficial e a posterior deposição dessas partículas em outro local, tem a capacidade de alterar os níveis fertilidade de um solo para o outro ou ainda, entre locais dentro de uma microbacia ou até mesmo entre microbacias (SHARPLEY et al., 1981). No entanto, a carga de sedimentos na enxurrada da semeadura direta é geralmente pequena, fazendo com que pouco elemento seja readsorvido, ficando a maior quantidade na forma dissolvida. Esta é a principal razão porque em condição de semeadura direta, as perdas de nutrientes na forma dissolvida reativa, são normalmente maiores do que no sistema convencional de manejo do solo (SHARPLY et al., 1992).

Os processos físicos e químicos que ocorrem durante o transporte dos nutrientes contribuem no controle das formas que estes são perdidos na fase de transporte pelo escoamento superficial. Assim, a reação de adsorção contribui para o elemento estar na forma particulada e a reação de dessorção favorece a presença do elemento na forma dissolvida. Portanto, o transporte na forma solúvel depende da reação de dessorção/dissolução, a partir da liberação do elemento mineral das diferentes fontes (SHARPLEY et al., 1992). O processo de dessorção durante uma

enxurrada depende de muitos fatores, notadamente a concentração de sedimentos, tempo de transporte, temperatura e grau de turbulência durante o transporte (BHATNAGAR et al., 1985). Como os processos físicos e químicos são influenciados pela disponibilidade de água, variações temporais na intensidade e duração da chuva, estágio de crescimento da cultura e cobertura do solo, influenciarão na intensidade dos processos que determinarão as formas como o elemento mineral estará presente no escoamento superficial (SHARPLEY et al., 1992).

Um fator que interfere nas reações de sorção/dessorção durante a fase de transporte dos nutrientes pelo escoamento superficial é o percurso do fluxo superficial, e por consequência o tempo de duração do transporte (BHATNAGAR et al., 1985). No entanto, os resultados da concentração dos nutrientes em solução na água da enxurrada ou adsorvidos aos sedimentos, considerando o percurso do fluxo, tem sido contraditórios. McDOWELL e SHARPLEY (2001) observaram que a concentração de P de todas as frações (finas, grossas) decresceu com o aumento do percurso do fluxo superficial. Já QUINTON et al. (2001) afirmam que os resultados por eles obtidos mostraram que houve um aumento do enriquecimento por nutrientes das finas frações de solo em suspensão na enxurrada, com o aumento do percurso do fluxo superficial.

3.2.9. Sedimento suspenso no escoamento superficial

Os sedimentos transportados com o escoamento superficial se diferenciam quanto a textura. Por sua vez, a variação na textura do sedimento, exerce influência na velocidade de sedimentação das partículas. A sedimentação de partículas é afetado pela densidade da partícula e da água, pelo tamanho e forma dos sedimentos e pela turbulência das águas, sendo governada, conforme já mencionado, pela lei de Stokes (TUNDISI, 2001). Como partículas de menor tamanho e baixa densidade (argila e matéria orgânica) apresentem um movimento errático que impede a decantação, este tipo de sedimento permanece suspenso na coluna de água. Assim, partículas grandes se sedimentam rapidamente enquanto as pequenas partículas demoram mais para sedimentar ou até mesmo não se sedimentam. Isto determina o tempo que os sedimentos ficam mais diretamente expostos as reações de sorção/dessorção na massa de água que os contém, uma

vez que os grandes agregados por decantarem mais rapidamente ficam sujeitos a estes processos por menor tempo, ocorrendo o contrário com as partículas menores (SHARPLEY, 1980).

Nos sedimentos suspensos, em razão do reduzido tamanho, as reações ocorrem preferencialmente na superfície das partículas. Isto por sua vez determina neste tipo de sedimento, o predomínio de reações mais rápidas, uma vez que a reação lenta envolve a difusão do estado sólido dentro das partículas maiores (CORRELL, 1998). Por outro lado, o sedimento suspenso apresenta uma capacidade de sorção mais elevada do que as partículas da superfície do solo em razão da erosão ser um processo seletivo que transporta as partículas finas com alta capacidade de troca (SHARPLEY, 1980; SHARPLEY et al., 1981; KOSKI-VÄHÄLÄ; HARTIKAINEN, 2001). Assim, quando há uma grande quantidade de sedimentos em suspensão, o potencial de mobilização de nutrientes aumenta consideravelmente (KOSKI-VÄHÄLÄ e HARTIKAINEN, 2001).

3.3. PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO DE MANANCIAIS SUPERFICIAIS DE ÁGUA

Muitos trabalhos tem demonstrado que quando o fenômeno da erosão hídrica transporta nutrientes através do escoamento superficial, e estes são depositados nos mananciais de água de superfície, há grande probabilidades dos recursos hídricos destes mananciais serem eutrofizados, um fenômeno que resulta em alto crescimento da biota aquática (EGHBALL e GILLEY, 1999; CORRELL, 1998; SHARPLEY et al. 1987; DANIEL et al., 1998; SHARPLEY et al., 1994; BHATNAGAR et al., 1985). Os mecanismos que desenvolvem a eutrofização são muito complexos, e variam para os diferentes sistemas aquáticos. Assim, lagos e represas, as vezes se comportam diferente de rios, que por sua vez se comportam diferente de estuário e zonas costeiras. Qualquer destes sistemas também se comportarão diferente nas diferentes estações do ano e em diferentes anos (CORRELL, 1998)

Uma das causas da eutrofização das águas é o seu nível de turbidez, ocasionado pelo aporte de sedimentos minerais e orgânicos nos mananciais. Isto se deve ao fato de que a turbidez interfere na presença da luz em uma massa de água, pois sua penetração é dificultada pelas partículas em suspensão na água. Por sua vez, a luz se constitui num fator de primordial importância ecológica, uma vez que no

ambiente aquático, ela constitui o mais importante fator limitante ao desenvolvimento de vegetais. A importância da luz reside no fato de que a produção de alimentos depende da realização da fotossíntese e esta está na dependência direta da quantidade bem como da qualidade da luz que atinge os organismos fotossintetizantes. Assim, a realização da fotossíntese estabelece a possibilidade de vida em um manancial e a qualidade desta, por sua vez, repousa quase sempre, na qualidade do alimento orgânico produzido por atividade de algas e outros seres clorofilados (BRANCO, 1986).

O nível de O_2 e CO_2 nas águas depende do nível da atividade fotossintética e respiratória dos organismos que realizam estes processos. Por sua vez, um manancial eutrofizado caracteriza-se por uma intensa atividade fotossintetizante durante o dia e uma elevada atividade respiratória durante a noite, o que faz variar os níveis de O_2 e CO_2 nestes períodos. BRANCO (1986) explica que a distribuição do gás carbônico na massa de água é exatamente oposta a do oxigênio, uma vez que o gradiente de ambos é estabelecido principalmente por uma mesma ação biológica.

A eutrofização produz excesso de matéria orgânica, possibilitando o desenvolvimento de hypoxia e anoxia quando combinado com a estratificação da coluna de água. A hypoxia se caracteriza por uma condição de baixa taxa de O_2 dissolvido na água enquanto que a anoxia é a completa ausência de O_2 (TUNDISI, 2001). Os dois principais fatores que promovem o desenvolvimento da hypoxia, que as vezes pode levar a anoxia, são: a) estratificação da coluna de água, a qual isola a camada de água de fundo, do processo de troca com a superfície da água, rica em O_2 (DIAZ, 2001), e; b) deposição de matéria orgânica no fundo do manancial. Isto favorece inicialmente o crescimento de plantas e organismos como algas que no processo de decomposição após a morte, ocasionam diminuição nos níveis de O_2 (DANIEL et al., 1998). Ambas as condições podem concorrer juntas para o desenvolvimento e persistência da hypoxia (DIAZ, 2001).

A redução nos níveis de O_2 na água se reflete na biótica aquática. No ambiente aquático o oxigênio atmosférico ou do fitoplankton dissolve-se na água e ajuda a manter a respiração necessária para todos os animais aquáticos, inclusive aqueles que habitam as camadas mais profundas e tem uma vida sedentária. O O_2 dissolvido na superfície da água, em condições normais é misturado na coluna de

água alcançando as camadas mais profundas. No entanto, quando o suprimento de O_2 da camada de fundo é cortado ou a taxa de consumo excede a reposição, a concentração de O_2 declina até o ponto em que a maioria das vidas se sustentam. O ponto no qual os diferentes animais aquáticos sufocam varia, mas geralmente o efeito inicia quando o O_2 está abaixo de $2 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$. Como referência, o ar possui $280 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$ (TUNDISI, 2001).

Conforme já mencionado, um dos reflexos da eutrofização é a elevada produção de algas, uma vez que o aporte de nutrientes nos corpos de água, permite elevar o ambiente de uma condição de baixa produtividade ou oligotrófica para produtividade mesotrófica e para uma condição hipertrófica ou eutrófica. Isto pode ocasionar uma grande variação de pH e oxigênio na água, ocasionando um efeito deletério nos organismos aquáticos, principalmente nos peixes (SHARPLEY et al., 1994). Outro efeito da eutrofização sobre os peixes e também sobre os crustáceos é o empobrecimento dos seus ambientes em vegetação aquática submersa, após a diminuição dos níveis de O_2 no meio. Isto acarreta uma diminuição da população adulta destes organismos. A diminuição nos níveis de O_2 na água pode ainda aumentar a suscetibilidade de peixes e crustáceos juvenis à ação de predadores e diminuir a sua habilidade para a captura de alimentos (BREITBURG et al., 1997 citado por BAKER e RICHARDS, 2002) .

Os efeitos da eutrofização nos corpos de água, por sua vez, se refletem sobre o ser humano, em especial nos aspectos da saúde e lazer, mas também no campo econômico. Certas algas azuis, em condições de água eutrofizada, geram toxinas potentes que causam problema de odor e interferem no tratamento das águas (SHARPLEY et al., 1994), além de formar produtos cancerígenos, no processo de tratamento da água, bem como causar problemas neurológicos (SHARPLEY et al., 2001). Em relação ainda a saúde humana, a concentração de nitrato nas águas deve ser regulada por causar a doença conhecida como metahemoglobinemia, ou síndrome do bebê azul. Por outro lado, a eutrofização ao favorecer o crescimento de algas e plantas aquáticas indesejáveis restringe a água para piscicultura, recreação e indústria. Estes fatores criam um sério impacto na saúde humana e na economia local e regional (SHARPLEY et al., 1994).

3.3.1. Efeito do tipo de elemento mineral na eutrofização

No processo de eutrofização, os nutrientes se revestem de um caráter especial, devido a seus efeitos sobre a produção biológica em um reservatório de água. Os nutrientes em ordem decrescente de importância para a vida são: $C > N > P > S$ (TUNDISI, 2001). Embora seja necessário N e C para o crescimento de algas, o ciclo do P é considerado como o mais crítico da produção orgânica dos reservatórios. Isto se deve a dificuldade em controlar a troca ar-água de N e C e a fixação atmosférica do N pelas algas (SHARPLEY et al., 1994). Assim, do ponto de vista da eutrofização não basta dar ênfase ao N, uma vez que em água doce, o P é o elemento crítico (SIMARD et al., 2000). A importância do P no processo de eutrofização, justifica a adoção de medidas severas de controle da entrada deste elemento no ambiente aquático. Isto é enfatizada pelo fato de que os níveis de P que causam a eutrofização, geralmente são inferiores aqueles existentes no solo (CORRELL, 1998).

O P chega no ambiente aquático, como um misto de P dissolvido reativo e particulado, cada um aos quais é uma mistura complexa destas diferentes formas moleculares de P. O P ocorre somente na forma pentavalente no sistema aquático. Exemplo são o ortofosfato, pirofosfato, fosfato orgânico, etc. Todavia, o P é muito dinâmico e biologicamente ativo. Após o P chegar ao reservatório, o sedimento pode liberar fosfato para a solução na coluna de água e vários compostos de P podem ser quimicamente ou enzimaticamente hidrolizados para ortofosfato o qual é a única forma de P que pode ser assimilado pelas bactérias, algas e plantas. Por sua vez o P particulado, pode ser depositado no sedimento de fundo aonde a comunidade de microorganismos gradualmente usa muito dos constituintes orgânicos dos sedimentos liberando muito dos conteúdos de P para a coluna de água como ortofosfato (CORRELL, 1998). Este autor afirma que nunca deve ser assumido que o P particulado é inerte no sistema aquático porque sob condições apropriadas é convertido em ortofosfato dissolvido. Assim, embora o P solúvel reativo seja prontamente disponível, para os organismos aquáticos, o P particulado representa uma fonte a longo prazo de P para os corpos de água (SHARPLEY et al., 1987). Os elevados níveis de P dissolvido nos mananciais só podem ser explicados se for

considerado a interação dinâmica do P particulado com o sedimento de fundo (EDMOND et al., 1981 citado por CORRELL, 1998 (5).

O P que adentra os mananciais de água como lagos, é portanto retido eficientemente por uma combinação de assimilação biológica e deposição de sedimento. Em alguns casos, o nível de P nos milímetros superficiais dos sedimentos pode ser superior a toda coluna de água. Os processos de troca e o grande volume de P acumulado nos sedimentos explicam porque ocorrem liberações desse elemento mesmo depois de terem cessado suas entradas no reservatório (TUNDISI, 2001). Assim, os mananciais de água atuam como armadilhas para o P, uma vez que as quantidades deste elemento que saem dos mananciais são muito menores que aquelas que neles entram (TUNDISI, 2001). Esta eficiente retenção do P torna os sistemas sensíveis à poluição. Se o sistema é oligitrófico (baixa produção primária), a água de fundo permanecerá oxigenada através dos anos e muito deste P será estocado no sedimento de fundo. No entanto, em condições eutróficas (excessiva produção primária), as águas profundas podem tornam-se anóxicas e expandir esta anoxia para outras camadas da coluna de água. Caso isto ocorra, muito do P de fundo é liberado para a coluna de água, alimentando o processo de eutrofização (CORRELL, 1998).

A participação de metais pesados na eutrofização de ambientes aquáticos tem sido mencionada por BRANCO (1986). Segundo o autor, são conhecidos os efeitos tóxicos do Zn e do Cu sobre certos tipos de algas, evidenciando então que estes elementos tem um efeito positivo no controle da eutrofização. Em relação aos peixes, o autor afirma que os metais tem a seguinte ordem decrescente de toxidez: mercúrio, cobre, zinco, cádmio.

Tem sido propostos por organismos governamentais de diferentes países um limite crítico para os principais elementos eutrofizantes, acima do qual considera-se que o processo de eutrofização é desencadeado. A concentração máxima de N na forma de nitrato (N-NO_3^-) na água de consumo humano no Brasil é limitada em 10 mg L^{-1} (BRASIL, 2005). Para N-NH_4^+ SHARPLEY et al. (1987) citando USEPA (1973), afirmam que para garantir a qualidade da água a concentração deste elemento não deve ser superior a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ para a saúde humana e $2,5 \text{ mg L}^{-1}$ para peixes. Com relação ao P as concentrações de 0,02 e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ são consideradas como nível crítico para águas da classe 1 de ambiente lântico e ambiente lótico,

respectivamente, acima do qual ocorre a eutrofização de forma acelerada (BRASIL, 2005).

3.4. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

A demanda química de oxigênio (DQO) é uma medida da necessidade de O_2 para oxidar material orgânico e inorgânico presentes na água, sendo portanto, um indicativo do seu grau de contaminação (UNESCO, 1992). Determinados componentes da matéria orgânica tem como característica se decomporem lentamente, estabelecendo uma alta DQO para esta decomposição (TUNDISI, 2001). Em razão disto, os adubos de origem orgânica, por conterem uma expressiva carga de compostos orgânicos, apresentam um potencial de contaminação bastante elevada, uma vez que a DQO que pode ser superior a 30.000 mg L^{-1} . Valores de DQO com esta magnitude podem reduzir a quantidade de oxigênio dissolvido na água a valores inferiores as necessidades da fauna aquática e provocar a sua extinção (LINDER, 1995 citado por SCHERER et al., 1996).

3.5. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A condutividade elétrica (CE), uma medida da habilidade da água em conduzir corrente elétrica, é um indicativo da quantidade de sólidos em suspensão na água, principalmente de sais minerais, permitindo portanto, fazer inferência sobre a concentração de nutrientes na água do escoamento superficial (UNESCO, 1992; McNEELY et al., 1979). A CE de uma enxurrada pode ser influenciada pelo sistema de manejo do solo, bem como pelo tipo de adubo utilizado e pela sequência de chuvas. EGHBALL e GILLEY (1999) utilizando a condutividade elétrica para determinar a quantidade de nutrientes perdidos em diferentes sistemas de manejo do solo que receberam adubo mineral e dejetos de animais, constataram os maiores valores no sistema de semeadura direta. Constataram ainda que a magnitude das diferenças entre sistemas de manejo do solo foram maior aonde foi utilizado como adubo o dejetos de animais. Os autores observaram também que em relação a sequência de chuvas, os maiores valores de CE ocorreram na primeira chuva. Em

concordância com estes resultados COSTA et al. (2001) afirma que os valores de CE são proporcionais à concentração dos vários íons em solução.

3.6. CONTROLE DAS PERDAS DE NUTRIENTES

Os principais fatores controladores do movimento dos nutrientes em uma bacia hidrográfica através do escoamento superficial ou subsuperficial, são o fator fonte e o fator transporte. Compõem o fator fonte, as seguintes variáveis: concentração dos nutrientes no solo; forma dos nutrientes no solo; taxa e método de aplicação dos nutrientes, se na superfície ou incorporado; momento da aplicação dos nutrientes, se a aplicação foi coincidente com alto escoamento superficial, e; tipo de adubo aplicado. O fator transporte inclui: erosão; escoamento superficial; fluxo subsuperficial, e; grau de conexão da lavoura com o curso de água. No processo de perda de nutrientes, há uma interação entre fatores, sendo que o fator fonte governa a disponibilidade de nutrientes para o fator transporte, o qual ao seu turno, promove a transferência dos elementos (EGHBALL e GILLEY, 1998; EGHBALL e GILLEY, 2001; GBUREK e SHARPLEY, 1998; SIMARD et al., 2000; SHARPLEY et al., 2001). Quando o fator fonte e o fator transporte convergem favoravelmente em muitas variáveis para a perda de nutrientes, ocorrem as áreas fontes críticas (GBUREK e SHARPLEY, 1998). As áreas fontes críticas variam rapidamente no tempo, expandindo e contraindo sazonalmente durante a chuva como uma função da intensidade e duração da chuva, condições de umidade antecedente, temperatura, tipo de solo, geologia, topografia, nível de água no solo e padrão de umidade na bacia (GBUREK e SHARPLEY, 1998).

O tipo de adubo pode exercer influência sobre o fator transporte por facilitar a formação do escoamento superficial, através da alteração das condições físicas do solo. O dejetos de animais quando aplicados na superfície do solo como adubo, tem mostrado ser capaz de alterar as condições físicas do solo. HENKLAIN et al. (1994) ao avaliar o efeito da aplicação de dejetos de suínos sobre as propriedades físicas e químicas do solo, a longo prazo, detectaram redução na taxa de infiltração de um Latossolo Vermelho eutrófico que recebeu aplicações de dejetos de suínos na ordem de 60 m³/ha/ano durante seis anos. O solo das parcelas que recebeu dejetos apresentou taxa de infiltração de 30 a 40 mm/h enquanto o que não recebeu

apresentou 60 mm/h. Os autores citando DINEL et al., (1998), dizem que embora o dejetos de suíno seja um agregante, provavelmente ele tenha um efeito hidrofóbico o qual exerce um efeito negativo sobre a retenção de água, dificultando, portanto, o processo de infiltração. Por sua vez HAYNES e SWIFT (1990) constataram que a matéria orgânica tornou mais lento o processo de umedecimento de agregados e também atribuiu os resultados ao caráter hidrofóbico da matéria orgânica. Esse efeito pode ser ainda mais danoso para a perda de determinados nutrientes como o P cujo transporte está estreitamente relacionado com a permeabilidade do solo (HEATHWAITE et al., 2000). Em razão disso, pode-se aduzir que após sucessivas aplicações de dejetos de suínos, parte do produto aplicado pode ser carregado para fora da área agrícola pelo escoamento superficial, caso não exista um sistema de contenção da enxurrada, contribuindo para a diminuição da produtividade das lavouras e para a poluição difusa.

A perda de nutrientes dentro de uma bacia pode apresentar uma grande variabilidade entre as áreas fonte, quanto ao tipo de elementos. Esta variabilidade é decorrente de muitos fatores, dentre eles a mobilidade do elemento mineral. O P, por ter baixa mobilidade, a perda ocorre em pontos localizados, ao contrario do N que por ter alta mobilidade, a perda ocorre na maior parte da bacia. O N por estar mais sujeito a lixiviação, a variabilidade das perdas deste elemento fica dependente da permeabilidade do solo. Assim, as perdas de N são mais acentuadas nas bordas da bacia, aonde geralmente ocorrem solos mais profundos e bem drenados, do que próximo ao caudal, aonde o solo é menos permeável. Já o P cujas perdas se dão preferencialmente por escoamento superficial, tem suas perdas concentradas nos locais de baixa permeabilidade, principalmente nas áreas próximas aos curso de água (HEATHWAITE et al., 2000).

O controle das perdas de nutrientes de um ambiente necessita portanto, de medidas que minimizem os efeitos das variáveis do fator fonte e do fator transportes. Pode-se considerar que a aplicação de adubo em taxa condizente com a demanda de nutrientes das culturas e em período não coincidente com alto escoamento superficial, favorecerá grandemente o controle das perdas decorrentes dos efeitos das variáveis do fator fonte. Já para o controle da perda de nutrientes ocasionada pelos efeitos das variáveis do fator transporte, é importante dimensionar um sistema que modifique favoravelmente para este objetivo, a hidrologia de superfície e a

condutividade hidráulica das áreas fonte (SHARPLEY et al., 2001). Para tanto, é necessário que o sistema controle o escoamento superficial, barrando o seu deslocamento e favorecendo a infiltração da água no solo.

3.6.1. Efeito das zonas ripárias no controle das perdas de nutrientes

As zonas ripárias, também denominadas de faixas filtro-vegetativas ou faixas de proteção, são faixas de terras úmidas posicionadas em zonas de transição entre os ambientes aquático e terrestre. Sua localização topográfica faz com que as enxurradas formadas nas encostas e o fluxo sub-superficial sempre atravessem a zona ripária antes de alcançar o manancial de água. Esta região da bacia hidrográfica tem sido estudada para determinar sua função na dinâmica dos nutrientes na bacia (CASEY e KLAINE, 2001). Estes estudos tem apontado a zona ripária como capaz de remover sedimentos, matéria orgânica, nutrientes e poluentes contidos na enxurrada superficial pelos processos de deposição, filtragem, sorção, decomposição e desnitrificação. Além disto, na zona ripária a capacidade de transporte e a velocidade da enxurrada são reduzidos (SMITH et al., 1990). Segundo CASEY e KLAINE (2001), a zona ripária é um importante mecanismo de atenuação na entrada do NO_3^- é a remoção deste elemento pelos microorganismos e plantas e subsequente conversão de N inorgânico em biomassa orgânica.

No entanto embora as zonas ripárias sejam uma interface necessária entre os ecossistemas terrestre e aquáticos e exercem funções ecológicas muito importantes, não são suficientes por si só para exercer um controle eficaz na entrada de nutrientes nos cursos de água, especialmente nos grandes eventos (CASEY e KLAINE, 2001). Isto levou ZAKIA (1998), a afirmar que não se deve, concluir que a mera presença da zona ripária seja suficiente para sanar todos os problemas da contaminação decorrente da atividade agrícola em uma bacia. Para a autora, outras medidas complementares de manejo adequado de uso do solo devem ser tomadas.

WIGINGTON et al. (2003), constataram que a zona ripária não foi suficiente para exercer um controle eficaz na entrada de NO_3^- e NH_4^+ nos cursos de água. CASEY e KLAINE (2001) obtiveram resultados que demonstraram que o efeito atenuante da zona ripária sobre o NO_3^- foi maior nos pequenos eventos, chegando a apenas 20% de atenuação nos grandes eventos. Já VELLIDIS et al. (2003)

verificaram que a retenção proporcionada pela zona ripária sobre o P reativo dissolvido na enxurrada, não foi capaz de diminuir a concentração deste nutriente para os níveis propostos por USEPA (1986). Segundo os autores, após ter passado pela zona ripária, a água no manancial ainda apresentou concentração em torno de dez vezes maior do que os níveis permitidos. Por sua vez CASEY e KLAINE (2001) registraram um grande controle da zona ripária sobre a perda de P transportado pela enxurrada. Porém, segundo os autores, isto ocorreu nas menores chuvas cujo volume de água não excedeu a capacidade de infiltração da água no solo. Já nos grandes eventos, comentam eles que, a retenção foi pequena uma vez que a maior parte da enxurrada formada na encosta alcançava o curso de água, por ter sido excedida a capacidade infiltração do solo.

3.6.2. Efeito do sistema de semeadura direta no controle das perdas de nutrientes

A semeadura direta tem se mostrado um sistema de manejo de solo eficiente no controle das perdas de sedimentos. A eficiência decorre da cobertura do solo proporcionada pelos resíduos vegetais deixados na superfície por este sistema. Os resíduos vegetais exercem um efeito protetor para o solo contra o impacto da gota de chuva (FOSTER, 1982). Além de proteger o solos contra o efeito desagregador da gota de chuva, os resíduos vegetais, são um meio eficaz para reduzir a concentração de sedimentos na enxurrada, por diminuïrem a velocidade do escoamento superficial da água em razão da barreira física formada por eles (MEYER et al., 1970). Na passagem da água por entre as peças de resíduos, ocorre a filtragem dos sedimentos em suspensão na enxurrada (FOSTER, 1982). Por sua vez, nas áreas depressionais formadas pelos resíduos, ocorre a deposição dos sedimentos por capturarem as partículas de sedimento que estão sendo erodidas (ONSTAD, 1984). Portanto, a semeadura direta é um sistema que pode contribuir para a redução das perdas totais dos nutrientes, pelo efeito que exerce no controle das perdas de sedimentos (SHARPLEY et al., 2001; SHARPLEY et al., 1981; EGHBALL e GILLEY, 2001)

No entanto, o benefício proporcionado pela semeadura direta na redução nas perdas de sedimentos, nem sempre é acompanhado por menores perdas de

água (CARVALHO et al., 1990; LEVIEN et al., 1990; CASSOL et al., 2002). Isto decorre, em grande parte do fato de que a semeadura direta caracteriza-se, entre outros aspectos, pela apresentação de baixos índices de rugosidade superficial (COGO, 1981), sendo que estas características tendem a acentuar-se na medida em que aumenta o tempo de permanência do sistema (WISCHMEIER, 1973). Superfícies menos rugosas terão uma reduzida capacidade de quebrar a velocidade do fluxo superficial e assim reduzir a própria enxurrada, na relação direta com o índice de rugosidade superficial (CARVALHO, 1986; ZOBECK e ONSTAD, 1987). Assim, permanece um risco considerável de perda de água. CARVALHO et al. (1990) e MUELLER et al. (1984) estudando as perdas de água em diferentes sistemas de manejo de solo, constataram que na condição de semeadura direta as perdas foram maiores em relação as demais formas de manejo. Por sua vez, LEVIEN et al. (1990) e CASSOL et al. (2002) constataram que a semeadura direta apresentou igual perda de água em comparação ao sistema convencional de manejo do solo.

Em consequência da semeadura direta apresentar maior eficiência no controle das perdas de sedimentos do que de água, faz com que as perdas de nutrientes, nesse sistema, tenham uma relação mais direta com a perda de água na enxurrada (CASSOL et al. 2002). SOILEAU et al., (1994) constataram que no sistema de semeadura direta, a maior perda do P foi através da água, em razão do ter apresentado um relativamente grande volume do componente água no escoamento superficial, em comparação com o pequeno volume de sedimento perdido. Por outro lado, a contenção do escoamento superficial como medida para o controle das perdas de nutrientes se reveste de uma importância ainda maior para o caso do P, por duas razões, a saber: a) é o principal elemento eutrofizante das águas, conforme já mencionado e; b) em razão de ter uma grande reatividade com a matriz do solo, as perdas deste elemento ocorrem principalmente por superfície (HEATWAITE et al., 2000; SHARPLEY et al., 2001; PETER et al., 1976; SIMARD et al., 2000). Fica evidente, portanto, que em condições de semeadura direta, o controle das perdas de água através do gerenciamento do escoamento superficial, se constitui de uma medida importante para ocasionar impacto no controle das perdas de nutrientes, principalmente de P (LAFLEN e TABATABAI, 1984), uma vez que em áreas sob o sistema de semeadura direta, “a enxurrada, embora praticamente translúcida, apresenta taxa de enriquecimento mais elevada

(especialmente em P), do que em outros sistemas menos conservacionistas” (HERNANI et al., 1999).

3.6.3. Efeito do sistema de terraceamento no controle das perdas de nutrientes

Segundo DENARDIN, (1984), o manejo do solo deve proporcionar o controle da enxurrada através da adoção de práticas que criem condições tais como reter ao máximo a água das chuvas aonde ela encontra o solo e reduzir a velocidade de escoamento superficial da água não infiltrada no solo, dentre outras. Por outro lado, face a importância cada vez maior da água, tanto em qualidade quanto em quantidade, PREVEDELLO (1996) recomenda que a água captada no meio rural, nas microbacias hidrográficas, deve ser infiltrada lentamente, minimizando-se o escoamento superficial, de modo a utilizar-se o potencial de retenção de água no solo como agente de estocagem natural e liberação lenta às nascentes e fontes dos cursos de água e lençóis subterrâneos. Assim, as considerações feitas por estes autores devem ser levadas em conta no estabelecimento de estratégias que venham a ser implementadas para o controle da perda de nutrientes.

Diante da conveniência de reter o escoamento superficial na encosta, dentro da estratégia para melhorar a qualidade e a quantidade das águas nos mananciais, sistemas de terraceamento tem se apresentado como uma alternativa viável tecnicamente para alcançar tal objetivo. Os terraços são considerados como estruturas conservacionistas que exercem modificações morfológicas nas áreas implantadas e tem a função principal de controlar a erosão hídrica, pelo seccionamento das encostas. Os terraços, ao seccionar as pendentes, quebram a velocidade da água que pode se acumular no canal do terraço e assim aumentar a sua infiltração e retenção no solo (SEAB, 1994). Por outro lado, a presença do terraço na lavoura se torna um instrumento de orientação para que as operações motomecanizadas, como a semeadura, sejam executadas em nível. Isto resulta num benefício indireto importante no controle do escoamento superficial.

Nos últimos anos, tem se observado uma retirada crescente dos terraços sem critérios técnicos, em lavouras de agricultores que adotaram a semeadura direta, contrariando os esforços empreendidos nas ações de pesquisa e assistência técnica nas últimas décadas e que contribuíram para uma melhoria ambiental considerável.

Este procedimento tem sido adotado, devido a percepção por parte dos agricultores de que a enxurrada que se forma em ambiente de semeadura direta, normalmente apresenta uma baixa turbidez. No entanto, é necessário considerar que em condições de semeadura direta, a enxurrada apresenta uma taxa de enriquecimento de nutrientes mais elevada do que em outros sistemas menos conservacionistas (HERNANI et al., 1999). Assim, a manutenção do risco potencial de erosão, e consequente seca edafológica, pela alta quantidade de água perdida, pressupõe, segundo HERNANI et al. (1999), a necessidade de haver uma análise técnica criteriosa para decidir sobre a eliminação de terraços em áreas sob o sistema de semeadura direta, uma vez que segundo estes autores, para preservar a qualidade dos mananciais, faz-se necessário associar ao sistema de manejo, inclusive no plantio direto, outras práticas conservacionistas, como os terraços.

Quando barreiras como os terraços são implantados nas lavouras, além de evitar a perda de água da chuva, retendo-a na encosta, proporciona a contenção e a deposição dos sedimentos desagregados ainda na área erodida, próximo ao local em que os sedimentos foram removidos. Os terraços se constituem, portanto, numa medida de proteção do solo e da qualidade das águas de superfície. Estas obras são particularmente importantes na contenção e deposição dos sedimentos suspensos na enxurrada, uma vez que estes são retidos com menor eficiência em condições de semeadura direta (MOOG e WHITING, 2002). HERNANI et al. (1999) ao estudar a perda de nutrientes e matéria orgânica por erosão em sistemas de manejo do solo, afirmam que “para preservar a qualidade dos mananciais, faz-se necessário associar ao sistema de manejo, inclusive no plantio direto, outras práticas conservacionistas, como os terraços. Segundo os autores, sem a proteção dos terraços, a enxurrada conteria concentração de P relativamente elevadas, promovendo, ao longo dos anos, condições necessárias para a aceleração da eutrofização de reservatórios”.

3.7. MOVIMENTO DE NUTRIENTES ATRAVÉS DA MATRIZ DO SOLO

O favorecimento na infiltração da água da enxurrada superficial pela adoção de medidas como a implantação de zonas ripárias, sistema de semeadura direta e sistema de terraceamento, pode proporcionar a retenção na matriz do solo, dos

nutrientes que lixiviam através da água que se infiltra e percola pelo perfil do solo. No entanto, a intensidade da retenção é dependente de determinados fatores tais como: disponibilidade do nutriente no solo; forma em que se encontra no solo; contato da água de percolação com o solo; mineralogia da matriz do solo; grau de umidade do solo; nível de matéria orgânica no solo, e; intensidade da chuva. A interferência de todos estes fatores na retenção dos nutrientes levou LARSON e PIERCE, 1991 citado por SOUZA et al. (2003) a considerar que dentro de um contexto ambiental o solo, além de ter a função de receber, reter e liberar água para o lençol freático e mananciais, pode atuar em determinadas funções críticas como receber, reter e liberar nutrientes. Dentro deste mesmo contexto, CAVALO et al. (1978) citado por RIZZI, (1991) afirmam que o solo, além de ser suporte para as plantas, também atua como elemento depurador.

A capacidade de depuração do solo tem uma relação direta e positiva com o nível e o tempo de contato água de percolação/solo (SIMARD et al., 2000; SIMS et al., 1998). O soluto percolado através de um poro parcialmente ou totalmente ocupado pela água percolada, pode diminuir a sorção se o tempo de residência do soluto dentro do poro, for menor do que o tempo necessário para as reações ocorrerem e transferirem o nutriente da solução para os sítios de adsorção da parede do poro (JANSEN et al., 1998). Por sua vez, o contato água/solo é limitado pelo tamanho, nível de obstrução e continuidade dos poros. A obstrução ocorre pelo arraste de partículas para o interior do solo, presença de organismos, ou ar aprisionado no interior dos poros. Solos com superfície bem protegida, como no caso da semeadura direta e com uma mineralogia e textura que não possibilite uma contração e dilatação significativa do solo, o ar aprisionado é, provavelmente, o que mais afeta a percolação da água (DIXON e PETERSON, 1971).

RIZZI (1991) constatou o efeito depurador do solo sobre as águas de esgoto urbano, aplicadas sobre colunas deformadas de solo de diferentes alturas. O autor observou, especialmente os solos de textura argilosa, uma redução acentuada na concentração de P, N-NO_3^- e N-NH_4^+ na água percolada através das colunas. O autor constatou ainda que o efeito da redução foi progressivamente maior com o aumento da altura das colunas. Os resultados indicam que o aumento do percurso da água no seu deslocamento através do solo, ensejando um maior tempo de

contato água/solo, proporcionou uma maior retenção de nutrientes pela matriz do solo.

O rápido e profundo deslocamento dos solutos reativos em superfície se dá via poros de grande calibre presentes no solo. Entre os poros de grande calibre podem ser incluídos: macroporos; grandes poros tubulares chamados bioporos que são canais ou galerias contínuos que se formam a partir da decomposição de raízes das culturas anteriores e da atividade de macroorganismos (AMARAL, 2002), e; canais planos que são as fraturas. Sob condições de fluxo saturado todo potencial de rota para percolação (macroporos, bioporos e fissuras), são ativados. A profundidade e rapidez de deslocamento dos solutos, pode ser concebido do ponto de vista da habilidade dos poros de grande calibre em conectar a superfície do solo com as camadas profundas do subsolo (JANSEN et al., 1998). O efeito dos grandes poros no fluxo da água é também uma função da orientação destes, uma vez que a orientação vertical causa uma elevada condutividade hidráulica quando comparada com a orientação lateral (BLANCO-CANQUI et al., 2002).

KLEINMAN et al. (2003) avaliaram a retenção de nutrientes na matriz do solo e constataram que em relação ao P, este elemento foi retido até uma profundidade de 30 cm, concluindo que nas camadas profundas, aonde diminuiu a porosidade e os bioporos, não houve a descida de P pelo perfil do solo. Segundo os autores, a análise dos filmes de argila das paredes dos macroporos, mostraram maior teor de P do que no solo, indicando que houve a retenção deste elemento através da matriz do solo, no seu caminho de descida pelos macroporos que estavam ativos e se encontram conectados a superfície. Segundo FROSSARD et al. (2000) o conteúdo de P no solo varia de 100 a 3000 mg kg⁻¹, principalmente como ortofosfato, porém a disponibilidade deste nutriente na solução do solo, que é a principal fonte de P para as raízes das plantas, geralmente varia entre 0,1 a 3,0 mg L⁻¹. Segundo os autores, isto denota a grande capacidade que o solo possui para reter este elemento. O P apresenta-se mais fortemente retido no solo na forma dos ânions H₂PO₄⁻ e HPO₄²⁻ (SOUZA et al., 2003).

A retenção do N pela matriz do solo é dependente da forma como este elemento está presente no solo. Na forma de N-NO₃⁻, o N tem baixa reatividade sendo portanto pouco retido pela matriz do solo (SHARPLEY et al., 1993). A retenção pode ser ainda menor na condição de semeadura direta pelas seguintes

razões: a) o sistemas de semeadura direta concentra nutrientes nas camadas superiores do solo e as perdas de N-NO_3^- tendem a aumentar com o aumento dos seus teores na superfície (HEATHWAITE et al., 2000); b) a semeadura direta pode induzir a uma maior infiltração da água no solo, em função de que melhora a porosidade do solo e a cobertura do solo diminui a velocidade da enxurrada, dando assim oportunidade para que a água que conduz o NO_3^- tenha mais tempo para se infiltrar; c) sob semeadura direta, o perfil do vento e o albedo da superfície do solo são modificados, em razão da presença dos resíduos superficiais, proporcionando uma menor evaporação da água do solo. Assim, o cultivo conservacionista pode alterar o balanço da água no solo o qual pode aumentar a percolação e a possibilidade do NO_3^- lixiviar (SNANE, 1983 citado por ALBERTS e SPOMER, 1985). Já o N na forma de N-NH_4^+ , tende a aderir ao complexo de troca de cátions do solo em razão de ser relativamente reativo com o solo (SMITH et al., 1990). SHARPLEY et al. (1993) estudando a retenção de diferentes formas de N na matriz do solo constataram que o N-NO_3^- apresentou concentração elevada até a profundidade de 100 cm. Já o N-NH_4^+ não teve acréscimo de concentração em profundidade superior a 20 cm.

Solos altamente intemperizados, como os latossolos, são predominantes no território brasileiro, ocupando extensas áreas cultivadas. Por serem solos com grau de intemperismo mais elevado, possuem mineralogia da fração argila dominada pela caulinita e óxidos de Fe e Al. Isto confere a eles capacidade para a retenção de cátions (CTC), o que influencia na retenção de nutrientes (FONTES et al., 2001). É importante destacar que, embora predomine nestes solos cargas negativas (CTC), na grande maioria dos solos, ocorre alta capacidade de troca de ânions (CTA). Tal fato exerce influencia nos processos de adsorção e perda de ânions tais como o NO_3^- , H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} , fazendo com que solos altamente intemperizados como os latossolo possam ter uma menor perda de nutrientes aplicados ao solo (SOUZA et al., 2003). Assim, os filmes de argila das paredes dos macroporos podem ser enriquecidos de elementos minerais, por serem retidos pelas cargas positivas presentes nessas argilas, quando da passagem da água por esses espaços (KLEINMAN et al., 2003).

Pela sua formação, os solos altamente intemperizados, em especial os latossolos, apresentam grande profundidade, boa porosidade e alta permeabilidade

(FONTES et al., 2001). Tais características aliadas a um alto grau de deficiência de nutrientes nas camadas mais profundas, em especial de P (SIMARD et al., 2000), podem favorecer o efeito depurador destes solos. Este favorecimento advém da alta infiltrabilidade que estes solos apresentam, decorrente da boa porosidade e alta permeabilidade, aliada a uma elevada capacidade em estocar nutrientes em razão da grande profundidade (FONTES et al., 2001). A eficiência do solo no processo de filtragem, dependerá em parte, da proporção de água enriquecida que passará pela matriz do solo ou pelo fluxo através dos poros. Por sua vez, esta proporção é dependente do teor de umidade presente no perfil do solo e da intensidade da chuva (SIMARD et al., 2000).

Os nutrientes podem estar presentes na água de percolação, também na forma particulada à matéria orgânica ou às partículas de solo. A água ao descer pelos espaços vazios, desprende as partículas carregadas de nutrientes das paredes dos macroporos, pela turbulência do fluxo que desce quando o solo ainda está seco (SIMARD et al., 2000). Em condições de semeadura direta a ausência de revolvimento e a cobertura do solo permitem que em razão da boa estrutura do solo formada ao longo do tempo, surjam os bioporos. Estes canais possibilitem a descida através do perfil do solo, da água contendo as partículas de solo e de matéria orgânica (AMARAL, 2002). No entanto, é possível inferir que esta descida se dá até a zona de alcance desses bioporos, aonde as partículas tendem a ser retidas nas paredes dos poros de menor calibre.

O húmus, dada a sua natureza coloidal, participa ativamente da retenção de nutrientes na matriz do solo. Como complexo, este coloide está organizado de igual forma que as argilas, contendo uma grande quantidade de cargas negativas. No entanto, a capacidade de troca de cátions dos humus é muito superior a das argilas, podendo chegar entre 300 e 500 meq/100g de solo, porém, se diferencia dos colóides minerais por ser amorfo, enquanto que estes são cristalinos. O húmus, além de ter capacidade de adsorção de nutrientes que excede em muito a capacidade das argilas, possui uma grande hidrofília, podendo reter água até 15 vezes o seu peso (DANIEL et al., 1998).

Determinados componentes do humus como os ácidos húmicos e fúlvicos tem grande poder de complexação sobre o Fe^{3+} e Al^{3+} na solução do solo (ANDRADE et al., 2003). As frações de ácidos fúlvicos e húmicos aumentam

significativamente no solo com a adições de altas quantidades de carbono. Por sua vez a grande capacidade destas frações, em complexar especialmente o Al, se deve a alta reatividade das mesmas (CERETTA et al., 2003). Estes autores justificaram o grande decréscimo no teor de Al até 5 cm de profundidade, à complexação deste elemento pelos ácidos fúlvicos e húmicos, presentes em altos teores nesta camada de solo.

O humus tem se mostrado também capaz de imobilizar metais pesados que estejam presentes no solo, como o Cu e o Zn, através da adsorção destes elementos pelos diferentes componentes do humus. Assim, a adição de matéria orgânica ao solo é também considerado um mecanismo para diminuir a contaminação do solo por metais pesados (MALAKUL et al., citado por SHARPLEY et al., 2001). Neste sentido, BERTONCINI e MATTIAZZO (1999) constataram uma pequena mobilidade do Zn no solo o que fez com que este elemento não fosse lixiviado. Os autores afirmaram que os resultados foram decorrentes da associação do Zn com ácido húmico. Por sua vez KIIKKILÄ et al. (2001) observaram que o Cu troçável foi significativamente reduzido com a aplicação de matéria orgânica ao solo, sendo o resultado creditado pelos autores a capacidade da camada orgânica do solo em reter fortemente o Cu. Já PIERANGELI et al. (2004) verificaram que o horizonte A do solo apresentou maiores quantidades de Cu adsorvidas em relação ao horizonte B, segundo os autores, relacionado com a maior carga líquida negativa no horizonte A, em decorrência do seu maior teor de matéria orgânica. Portanto, o comportamento dos metais pesados no solo pode ser governado pelas reações de adsorção com diferentes constituintes do solo dentre eles a matéria orgânica. Estas reações são importantes no processo de controle da disponibilidade e mobilidade de metais pesados em solos contaminados (SHARPLEY et al., 2001).

4. PRESSUPOSIÇÕES E HIPÓTESE

A fundamentação teórica aqui apresentada permite formular as seguintes pressuposições e hipóteses correspondentes:

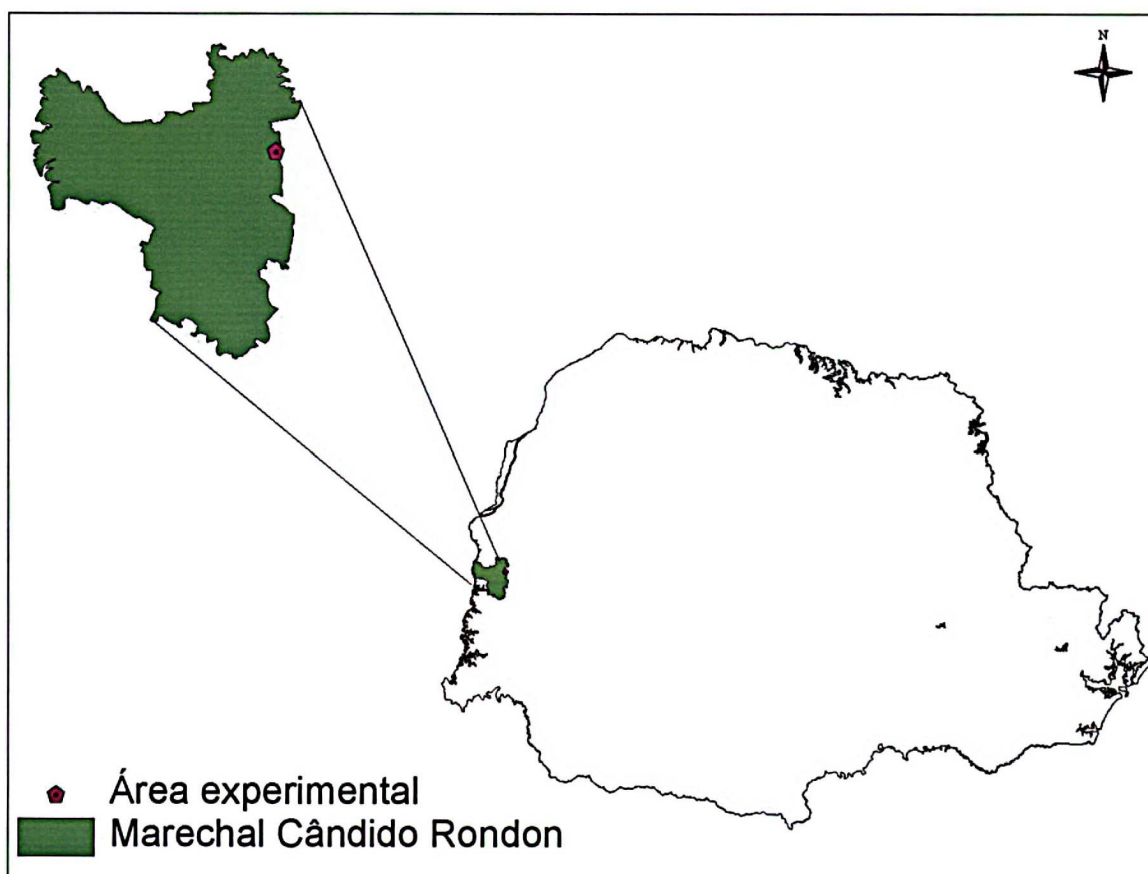
O sistema de semeadura direta tem se mostrado eficiente no controle das perdas de solo, não apresentando, no entanto, a mesma eficiência no controle das perdas de água; o sistema de semeadura direta favorece a concentração de nutrientes na superfície do solo e o enriquecimento dos colóides minerais e orgânicos da camada superficial do solo, o que facilita a dissolução dos nutrientes no processo de interação da água da chuva com o solo; a erosão hídrica constitui-se num dos principais agentes da poluição difusa dos mananciais de água de superfície, uma vez que a enxurrada que se forma nas lavouras, principalmente em ambiente de semeadura direta, apresenta uma alta concentração de nutrientes, sendo que para determinados nutrientes como o P, esta concentração é superior aos níveis estabelecidos pela legislação brasileira como limite para eutrofizar mananciais de água; determinados nutrientes, como o P, são altamente reativos no solo, o que possibilita que o elemento seja retido pela matriz do solo, possibilitando que o solo exerça um efeito depurador da enxurrada, quando esta tem a possibilidade de se infiltrar no solo. Isto permite estabelecer a seguinte hipótese: “o controle da poluição difusa em ambiente de semeadura direta, necessita de um sistema que proporcione a contenção e obrigue a água da chuva infiltrar no solo para depuração, através da semeadura direta bem conduzida, da existência de barreiras físicas nas lavouras, como os terraços e, de faixas florestadas no ambientes ripário”.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DO SOLO

As ações experimentais foram concentradas na Região Oeste do Estado do Paraná, no Campus da Faculdade de Agronomia da UNIOESTE, no Município de Marechal Cândido Rondon (FIGURA 1). A área experimental tem Coordenadas UTM 194.290 e 7.283.460 e altitude em relação ao nível do mar de 396 m.

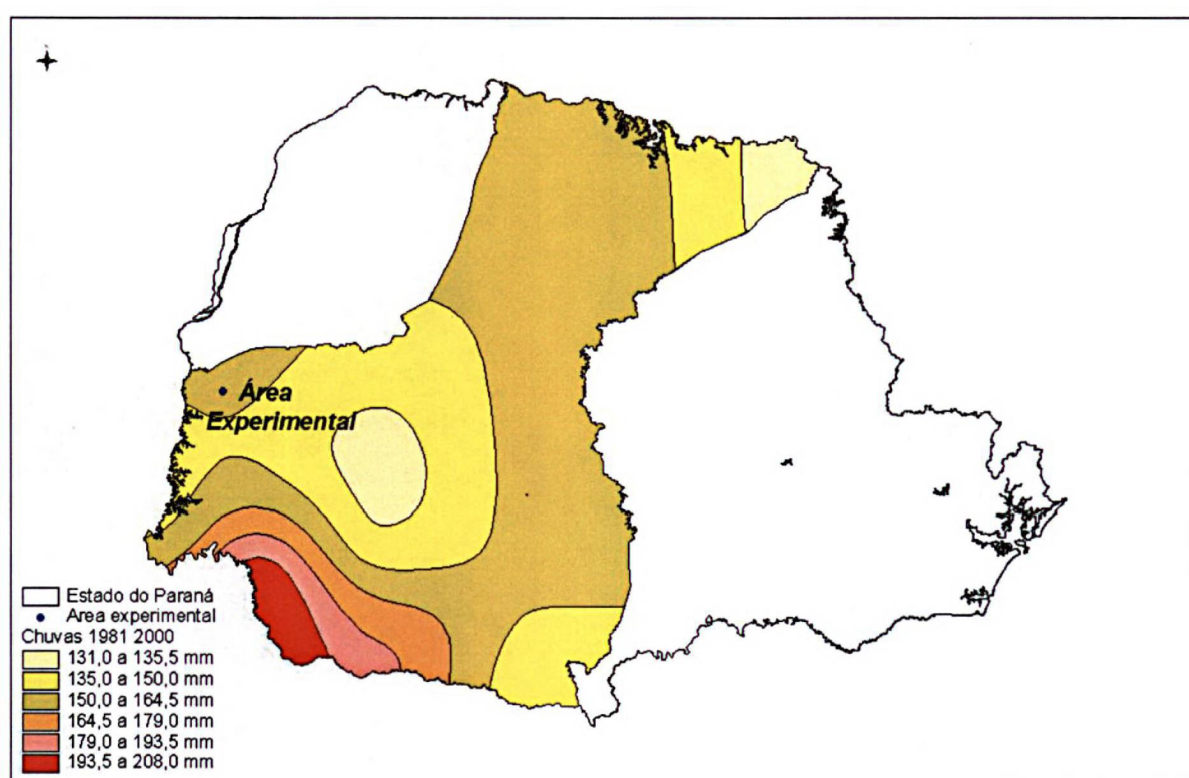
FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA EXPERIMENTAL, NO ESTADO DO PARANÁ.



Segundo Köepen, o clima da região é do tipo Cfa, caracterizando-se como subtropical, de verões quentes, com precipitação média anual de 1700 mm e tendência de concentração das chuvas nos meses de verão (IAPAR, 1994). Dados de chuvas naturais de onze estações meteorológicas do IAPAR distribuídas na região dos solos originários do basalto, possibilitaram produzir o mapa das isolinhas

das maiores precipitações diárias registradas nestas estações, para o período de recorrência de 20 anos (1981 a 2000). O mapa foi produzido com os recursos do geoprocessamento, utilizando-se o programa ArcWiev 3.1, através da interpolação dos dados de chuvas, tendo como informação da localização geográfica das estações, as coordenadas UTM (FIGURA 2).

FIGURA 2 - ISOLINHAS DAS PRECIPITAÇÕES MÁXIMAS DIÁRIAS OCORRIDAS NA REGIÃO DO ESTADO DO PARANÁ COM SOLOS ORIGINÁRIOS DO BASALTO, CONFORME DADOS DAS ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS DO IAPAR PARA O PERÍODO DE 1981 A 2000.



O solo da área experimental é um LATOSSOLO VERMELO Eutroférico (EMBRAPA, 1999), com declividade média de $0,045 \text{ m m}^{-1}$ e encosta com formato retilíneo. A região apresenta especificidades de clima e características de relevo e solo que representam a média das regiões do Estado do Paraná, cujos solos são originários do basalto.

Para a caracterização físico-química da área experimental foram feitas, análise granulométrica, análise mineralógica e análise da fertilidade do solo (TABELA 1), e determinados a densidade do solo, densidade de partículas, macroporosidade, microporosidade, porosidade total e taxa constante de infiltração

de água no solo. Para a análise granulométrica, mineralógica e de rotina foram coletadas amostras em três repetições nas camadas de 0 a 2,5 cm e 2,5 a 20 cm de profundidade. Para a densidade de partículas foram coletadas amostras em três repetições na camada de 0 a 20 cm de profundidade e para a densidade do solo e porosidade foram coletadas amostras nas camadas de 0 a 10 cm e 10 a 20 cm de profundidade, em três repetições por profundidade amostrada. Na análise de fertilidade foram determinados o teor de Carbono Orgânico (CO), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Alumínio (Al). A densidade do solo e de partícula foram determinadas pelo método do anel e balão volumétrico, respectivamente, de acordo com EMBRAPA (1997). A porosidade total foi obtida através da saturação por volume (EMBRAPA, 1997).

TABELA 1 - CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E MINERALÓGICAS DO SOLO (LATOSSOLO VERMELHO EUTROFÉRICO) DA ÁREA EXPERIMENTAL.

Características													
Camada	AR ¹	Ag ²	Af ³	silte	CO ⁴	P	K	Ca	Mg	Al	pH	Ct ⁵	Hm ⁶
	g kg ⁻¹					mg kg ⁻¹		mmolc kg ⁻¹				g Kg ⁻¹	
0 - 2,5 cm	682,9	39,1	58,8	219,2	21,4	65,3	8,15	68,3	36,8	0,0	6,25	68,1	21,0
2,5 - 20 cm	734,7	37,8	43,1	184,4	11,9	52,5	2,75	41,5	20,5	0,0	5,33	58,3	21,6

¹Argila; ²areia grossa; ³areia fina; ⁴Carbono Orgânico; ⁵Caulinita; ⁶Hematita. Granulometria determinada pelo método do densímetro de acordo com EMBRAPA (1997). C orgânico através do método colorimétrico; P e K pelo método de Mehlich; Ca, Mg e Al extraídos com KCl 1N; pH CaCl₂ 0,01M, de acordo com PAVAN et al. (1992); Hematita por extração com oxalato de amônio 0,2 mol L⁻¹ (McKeague, 1978) e extrações com DCB (MEHRA E JACKSON, 1960); Caulinita foi determinada conforme MELO (1998).

A análise mineralógica indicou ainda nas camadas de solo pesquisadas, a presença de Material Amorfo, Goethita, Gibsita e VHE (interestratificado VHE/Vermiculita e VHE/Clorita com Al hidroxí entre camadas). As determinações de densidade do solo, densidade de partículas e porosidade mostraram que na camada estudada (0 a 20 cm), o solo apresentou valores médios de densidade do solo de 1,292 kg dm⁻³, densidade de partículas de 2,74 kg dm⁻³, volume de microporos de 41,01 dm³ dm⁻³, volume de macroporos de 10,60 dm³ dm⁻³ e total de poros de 51,61 dm³ dm⁻³.

A taxa constante de infiltração de água no solo foi determinada através da aplicação de chuva simulada, por um simulador de chuva portátil tipo Goettingen (MELLO, 1996). Foram aplicadas chuvas em três repetições, com intensidade de 70 mm h⁻¹ e duração até que a taxa de infiltração da água no solo se tornasse

constante. A estabilidade foi alcançada em um tempo médio de 49 minutos de chuva, quando o escoamento atingiu um volume equivalente a $33,62 \text{ mm h}^{-1}$ correspondendo, então, a uma taxa constante de infiltração de $36,38 \text{ mm h}^{-1}$. A umidade gravimétrica do solo antes da aplicação da chuva simulada era de 27,76% na camada de solo de 0 a 10 cm, 27,84% na camada de 10 a 20 cm e 29,74% na camada de 20 a 30 cm.

A área experimental, nos últimos cinco anos foi manejada através do sistema de semeadura direta. As culturas implantadas na área, neste período, estão colocadas na TABELA 2.

TABELA 2 - ROTAÇÃO DAS CULTURAS UTILIZADAS NA ÁREA EXPERIMENTAL, NOS TRÊS ANOS ANTERIORES À INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO.

Período	2000/2001	2001/2001	2001/2002	2002/2002	2002/2003	2003/2003
Cultura	Soja	Aveia	Milho	Triticale	Milho	Trigo

Os trabalhos, conforme colocado nos objetivos, constituíram-se de dois experimentos. O primeiro, quantificou as perdas de água, solo e nutrientes no escoamento superficial, também denominado de enxurrada, gerado em erosão hídrica entressulcos proporcionada por chuvas simuladas aplicadas sobre solos adubados por diferentes adubos colocados na superfície. O segundo avaliou a lixiviação de nutrientes, através da aplicação de água em colunas indeformadas de solo adubadas por diferentes fertilizantes aplicados na superfície. Ambos os experimentos foram conduzidos na mesma área experimental.

5.2. INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO NO CAMPO

Este experimento foi conduzido em outubro de 2003, para quantificar as perdas de água, solo e nutrientes no escoamento superficial, também denominado de enxurrada e para tanto procurou-se reproduzir características de superfície de solo e chuva que propiciassem a formação do escoamento superficial. Estabeleceu-se ainda como critério, que as características de superfície do solo e chuva representassem a condição predominante do período de semeadura das culturas de verão, que na região do Estado do Paraná com solos originários do basalto, de um modo geral ocorre na primavera. No momento da implantação do experimento, a

superfície do solo encontrava-se coberta por palha de trigo que fora fracionada pelos mecanismos de corte de palha da colhedora utilizada na colheita da cultura.

As características de superfície de solo foram estabelecidas antes da implantação dos tratamentos, através de uma operação de semeadura com uma máquina de semeadura direta. Esta operação foi executada no sentido da maior declividade do terreno, por representar uma condição que ocorre em lavouras sem sistema de terraceamento implantado e por criar uma condição crítica de transporte de solo por enxurrada. Os mecanismos sulcadores utilizados na semeadora eram em forma de cinzel, os quais, por terem ação frontal no movimento de deslocamento no interior do solo, produzem uma linha de semeadura com baixa cobertura de resteva e solo mobilizado, sendo este tipo de sulcador bastante utilizado em operações de semeadura em solos argilosos. A distância entre sulcadores era de 40 cm, sendo um dos espaçamentos entre linhas recomendado pela pesquisa (EMBRAPA, 2003) para a cultura da soja.

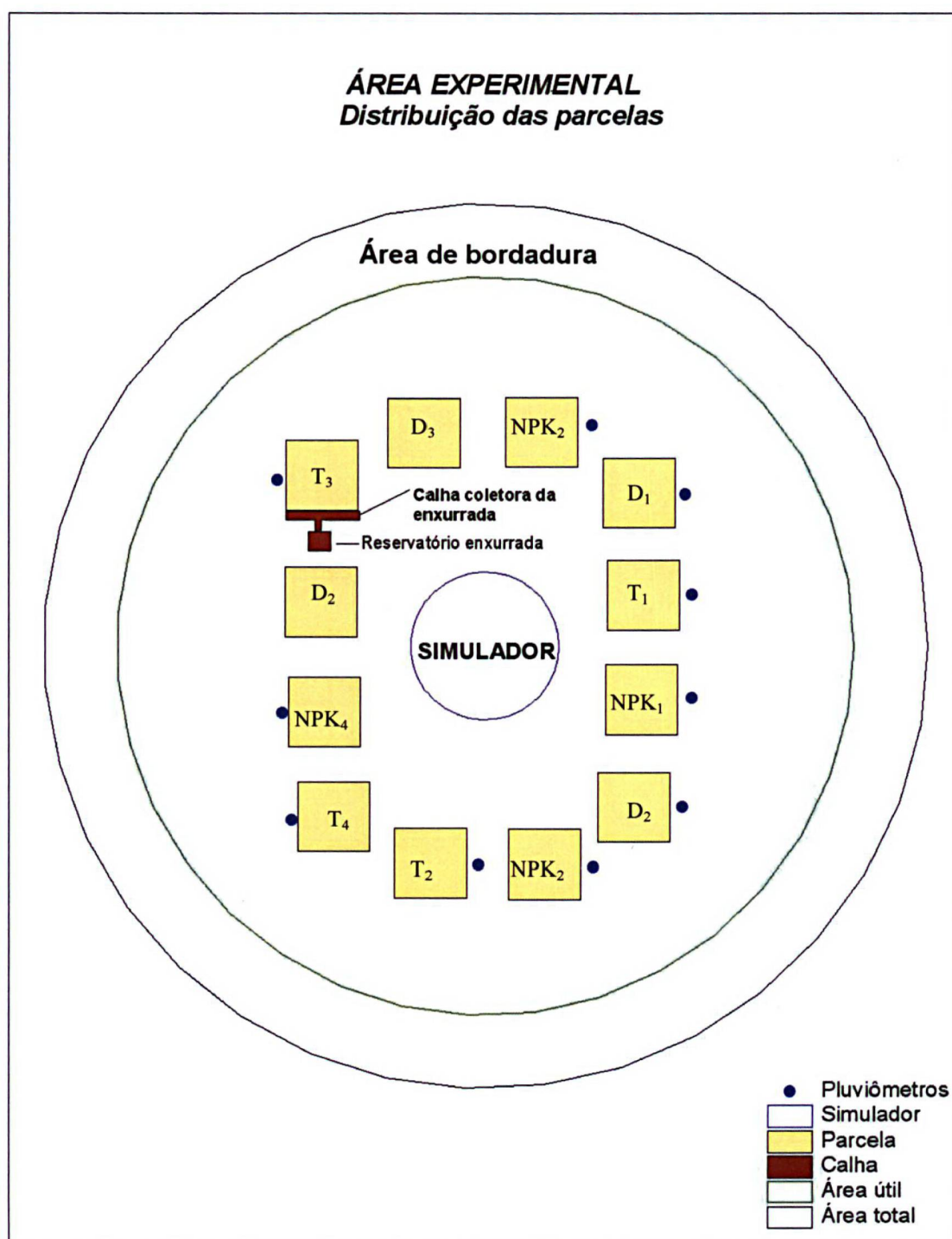
Com relação a chuva, considerou-se que o comportamento normal das chuvas naturais é de oscilação de intensidade e descontinuidade da precipitação, isto é, as chuvas naturais são formadas de um conjunto de chuvas. Assim, decidiu-se promover uma seqüência de chuvas simuladas com tempo igual de duração e de intervalo entre elas, porém com intensidades diferentes. Por outro lado, visando dar ao solo da área experimental, uma condição de umidade uniforme e considerando também que o fator que mais influencia na perda de água e solo é a umidade antecedente a chuva, decidiu-se promover uma chuva de umedescimento, antecedendo as chuvas destinadas a avaliar as perdas de água, solo e nutrientes. Para atender a estes critérios, definiu-se que as chuvas seriam intercaladas 30 minutos entre si. O tempo de duração das chuvas foi fixado em 20 minutos para todas elas, exceto para a chuva de umedecimento. Para definir a duração desta chuva, além da informação da taxa constante de infiltração de água no solo, optou-se também por monitorar visualmente as parcelas durante a chuva. Estabeleceu-se como critério para paralisar a chuva, o momento em que ocorresse a saturação do solo, sem que houvesse, no entanto, o empossamento de água nas microdepressões da rugosidade superficial do solo, evitando assim o início do escoamento superficial.

Para definir a intensidade das três chuvas destinadas a avaliar as perdas de água, solos e nutrientes, definiu-se que a somatória de todas as chuvas, inclusive a de umedecimento, que teve uma altura de lâmina de água inicialmente projetada de 30 mm, deveria totalizar uma altura de lâmina de água inferior as precipitações diárias mais elevadas proporcionadas por chuvas naturais, havidas na região dos solos originários do basalto, para o período de recorrência de 20 anos (1981 a 2000), conforme FIGURA 1. Os dados mostraram que no período de recorrência considerado, o número de chuvas com 120 mm ou mais de precipitação diária em cada estação, variou entre 2 a 10. Considerando os registros das maiores alturas de lâmina de água de chuva em todas as estações pesquisadas, os dados indicaram que na estação com o menor valor, a altura da lâmina de água foi de 131 mm e na estação com o maior valor, a altura da lâmina de água alcançou 208 mm. Assim, definiu-se que a quantidade de água a ser precipitada, na somatória de todas as chuvas, deveria ser em torno de 120 mm.

Após a operação com a máquina semeadora foram colocadas molduras metálicas com a finalidade de delimitar as parcelas e de coletar o escoamento superficial provocado pelas chuvas simuladas. Todas as parcelas foram localizadas dentro da área de incidência das chuvas simuladas (FIGURA 3), e numa posição que permitisse que em cada parcela houvessem duas linhas de semeadura. As molduras, construídas com chapas metálicas, tinham a dimensão de 1m x 1m, sendo que na parte da frente foi anexada uma calha autolimpante para receber o escoamento superficial gerado no interior da parcela. As molduras tinham 25 cm de altura na parede frontal e 20 cm de altura nas demais paredes, sendo que as chapas metálicas tinham resistência suficiente para evitar que ocorressem deformações ao serem introduzidas no solo. As molduras foram introduzidas no solo a uma profundidade de 5 cm nas porções laterais e traseira, sendo que na porção dianteira foi introduzida em 10 cm para evitar que a enxurrada escoasse por baixo da calha. Para aumentar a resistência, na parte superior da chapa, foi soldado um reforço metálico, em toda a extensão da moldura. A parte superior da moldura posicionada sobre a calha, teve sua largura aumentada em 3 cm para evitar que a água da chuva caísse diretamente dentro da calha, sem atingir o solo da parcela. Os procedimentos adotados, de colocação do reforço na borda superior da moldura e alargamento da

porção superior da calha, deixou a parcela com 0,99 x 0,97 m de dimensão, perfazendo uma área de incidência das chuva simuladas de 0,9603 m².

FIGURA 3 - ESQUEMA DA ÁREA EXPERIMENTAL COM A DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS REPETIÇÕES DENTRO DOS TRATAMENTOS UTILIZADOS, PARA DETERMINAÇÃO DAS PERDAS DE ÁGUA, SOLO E NUTRIENTES ATRAVÉS DE CHUVA SIMULADA.



Para coletar a enxurrada de cada parcela gerada em cada chuva, foi aberta uma trincheira em frente a calha que foi anexada a moldura, com dimensões e profundidade suficientes para comportar um reservatório (bujão plástico com capacidade de armazenamento de 25 L), o qual foi colocado dentro da trincheira após a chuva de umedecimento. Antes de serem colocados nas trincheiras os bujões foram lavados com água sanitária cloroativa (Hipoclorito de sódio + Hidróxido de sódio + Cloreto de sódio), água deionizada, HCl e água deionizada novamente, secados e pesados. O reservatório foi conectado à calha por um cano com diâmetro de 1,9 cm, soldado a esta. Para evitar a entrada de enxurrada formada fora das parcelas, para o interior das trincheiras, foi colocado uma proteção metálica ao redor destas (FIGURA 4).

FIGURA 4 – ASPECTOS DA LOCALIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO NO INTERIOR DA TRINCHEIRA.



5.2.1 Tratamentos e chuvas simuladas

Os tratamentos foram aplicados após a colocação das parcelas, em quatro repetições:

1. adubo mineral NPK composto de N na forma de fosfato monoamônico, P na forma de superfosfato simples + superfosfato triplo + fosfato monoamônio utilizado como fonte do N e K na forma de cloreto de potássio. O adubo foi aplicado manualmente na superfície das parcelas, na quantidade de 20 g/parcela (200 Kg ha^{-1}), correspondendo a uma dosagem de 3,13 g/100g para N, 10,71 g/100g para P e, 15,20 g/100g para K, conforme análise realizada no Laboratório de Fertilizantes e Calcários do TECPAR (BRASIL, 1982) (NPK);
2. dejetos líquidos de suíno aplicados manualmente na superfície das parcelas, na quantidade 6 L/parcela ($60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) (D);
3. sem adubo ou testemunha (T).

O dejetos de suíno utilizado no tratamento foi coletado em esterqueira de uma propriedade agrícola localizada no Município de Marechal Cândido Rondon. A coleta foi realizada a uma profundidade aproximada de 1 m, porém antes da coleta, procurou-se fazer D uma boa homogeneização do dejetos na esterqueira. O tempo de residência do dejetos na esterqueira foi de 30 dias, o qual pode ser considerado dentro do tempo padrão utilizado pelos produtores da região que se utilizam de dejetos suíno para a adubação do solo. No momento da separação das alíquotas para as repetições do tratamento, o dejetos foi homogeneizado no interior do reservatório, sendo também retirado uma amostra de 500 ml para análise. A amostra foi congelada para a determinação dos teores de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn e matéria seca (BRASIL, 1982), cujos valores, em g/100g, foram, respectivamente de 0,39; 0,028; 0,081; 0,079; 0,053; 0,0083; 0,0066 e 3,19. As análises foram realizadas no Laboratório de Fertilizantes e Calcários do TECPAR.

Em razão do dejetos suíno apresentar elevada quantidade de água, irrigou-se as parcelas que receberiam tratamentos NPK e T, com um volume de água igual ao volume de dejetos de suíno (6 L) aplicados nas parcelas do tratamento D. Esta operação foi realizada imediatamente antes da colocação dos tratamentos.

As chuvas simuladas (FIGURA 5) foram iniciadas 16 horas após a aplicação dos tratamentos, sendo que o simulador utilizado foi o de braços rotativos

(SWANSON, 1975). A chuva de umedecimento, teve a intensidade média de 56,77 mm h⁻¹ e duração de 38 minutos. Assim, cada parcela recebeu um volume médio de água correspondente a 359.500 L ha⁻¹ e a uma altura de lâmina de água de 35,95 mm. A série de chuvas simuladas aplicadas após a chuva de umedecimento, destinadas a avaliar as perdas de água, solos e nutrientes tiveram a seguinte seqüência:

1. chuva com intensidade média de 72,22 mm h⁻¹ e duração de 20 minutos, tendo cada parcela recebido um volume médio de água equivalente a 240.700 L há⁻¹ e a uma altura de lâmina de água de 24,07 mm e foi aplicada 30 minutos após a chuva de umedecimento (C1);
2. chuva com intensidade média de 63,24 mm h⁻¹ e duração de 20 minutos, tendo cada parcela recebido um volume médio de água equivalente a 210.800 L ha⁻¹ e a uma altura de lâmina de água de 21,08 mm e foi aplicada 30 minutos após a chuva1 (C2);
3. chuva com intensidade média de 116,89 mm h⁻¹ e duração de 20 minutos, tendo cada parcela recebido um volume médio de água equivalente a 389.600 L ha⁻¹ e a uma altura de lâmina de água de 38,96 mm e foi aplicada 30 minutos após a chuva2 (C3) ;

O intervalo de 16 horas entre a colocação dos tratamentos e a aplicação das chuvas simuladas visou reproduzir uma situação natural possível de ser vivida pelos agricultores que é a de aplicação de adubos um dia antecedente a ocorrência de uma chuva natural. Com o objetivo de estimar a velocidade de infiltração do dejetos suíno no solo, antes da aplicação da seqüência de chuvas simuladas, foram coletadas amostras de solo para determinar a umidade gravimétrica, em duas profundidades (0 a 2,5 cm e 8 a 12 cm). O solo apresentou umidade gravimétrica de 22,8% na camada de 0 a 2,5 cm e 25,7% na camada de 8 a 12 cm. Os baixos teores de umidade no solo se deveu a pouca incidência de chuvas naturais naquela época do ano. O serviço de meteorologia da UNIOESTE nos 75 dias anteriores a implantação do experimento, registrou 7 (sete) chuvas naturais que somaram apenas 135 mm de altura de lâmina de água, sendo que destas chuvas, a última havia ocorrido 8 dias antes da aplicação das chuvas simuladas. Para evitar dano às condições de solo nas parcela, as amostras retiradas para determinar a umidade

gravimétrica do solo foram tomadas na área de incidência da chuva simulada, porém entre parcelas.

FIGURA 5 – ASPECTOS DA APLICAÇÃO DA CHUVA SIMULADA.



Para determinar a intensidade de cada chuva simulada, foram colocados 10 pluviômetros, com área de captação conhecida, distribuídos aleatoriamente dentro da área de cobertura da chuva simulada e próximo aos locais em que foram implantadas as parcelas. Após a aplicação da chuva, o volume de água captado em cada pluviômetro foi transferido para uma proveta graduada para determinar o volume de água captado em cada pluviômetro. Em função da área de captação do pluviômetro e do volume captado, foi calculada a altura média real da lâmina de água de cada chuva, em mm. Através da altura da chuva e da duração da chuva, foi calculada a intensidade média da chuva em mm h^{-1} .

5.2.2. Amostragem do escoamento superficial

Após finalizada cada chuva, os reservatórios contendo o produto do escoamento superficial (enxurrada) de cada parcela, foram retirados das trincheiras, lavados externamente para remover qualquer resíduo de solo, secados e imediatamente pesados e conduzidos para o laboratório. Para o melhor entendimento faz-se necessário esclarecer que neste trabalho considerou-se que o escoamento superficial ou enxurrada, é composto da água do escoamento superficial, associada com os sólidos totais transportados pelo escoamento superficial, também denominados de sedimentos totais. Por sua vez, os sólidos totais ou sedimentos totais correspondem a soma dos sólidos decantáveis com os sólidos suspensos, também denominados de sedimentos decantáveis e sedimentos suspensos, respectivamente. No laboratório foram feitas amostragens da enxurrada, sendo que em cada amostragem, esta era homogeneizada no interior do reservatório. Foram feitas as seguintes amostragens: alíquotas de 200 ml de enxurrada, denominadas de amostra *solução*; alíquotas de 500 ml, tomada de forma precisa e denominadas de amostra *enxurrada total*; alíquotas de 500 ml denominadas de amostra *enxurrada DQO*. O restante de cada enxurrada foi mantido nos respectivos reservatórios em repouso por 24 horas para permitir que os sedimentos em suspensão decantassem. Após este tempo, foi feita a última amostragem retirando-se alíquotas de 500 ml do sobrenadante da enxurrada contendo os sedimentos que permaneceram suspensos, denominadas de amostra *suspenso*. Nesta amostragem, não foram retiradas alíquotas de nenhum tratamento da chuva C2, em razão do volume das enxurradas serem insuficientes para tal.

Optou-se por separar, para fins de análise, o sobrenadante do escoamento superficial, considerando que quando este chega a um curso de água, não haverá a deposição de todo o sedimento transportado, uma vez que aqueles de menor tamanho e baixa densidade (argila e matéria orgânica), apresentam um movimento errático (TUNDISI, 2001) que impede a decantação deste tipo de sedimentos no leito dos mananciais, os quais permanecem suspensos na massa de água. Portanto, as partículas suspensas no sobrenadante juntamente com os elementos químicos em solução, serão transportadas, passando a constituir-se em um potencial de contaminação das águas localizadas a jusante do ponto que recebeu a enxurrada.

Assim, pode-se dizer que após um certo período de repouso, o escoamento superficial apresenta um sedimento de fundo (decantado) e um sobrenadante contendo elementos químicos em solução e partículas finas em suspensão. Por outro lado, estas partículas finas apresentam grande atividade sendo altamente enriquecidas de nutrientes (TÁVORA et al., 1985). A amostragem da água da enxurrada contendo o sedimento suspenso, teve dois objetivos: a) determinar o volume de solo e nutrientes que um determinado sistema pode perder através do transporte do sedimento suspenso contido no escoamento superficial, ao aportar em um curso de água; b) demonstrar a possibilidade de outros sistemas fora da área aonde se deu o processo de perda, terem o ambiente aquático degradado pela elevação dos níveis de turbidez e de eutrofização das águas.

5.2.3. Determinações dos parâmetros de qualidade de água

Após realizadas as amostragens, as amostras *solução* foram centrifugadas por 10 minutos a 4500 RPM, sendo o sobrenadante filtrado em filtro de $0,45\ \mu\text{m}$. A água filtrada foi congelada para posteriormente determinar a condutividade elétrica, a concentração do P na forma solúvel reativa e concentração dos seguintes elementos na forma solúvel: N na forma de nitrato (N-NO_3^-); N na forma de amônio (N-NH_4^+); P; K; Ca; Mg; Cu e Zn.

O N-NO_3^- solúvel foi determinado por colorimetria em espectrofotômetro sob comprimento de onda de 221λ , sendo o resultado da concentração do N-NO_3^- presente na amostra, dado em $\mu\text{g/mL}$ (ppm). Conforme metodologia modificada de MIYAZAWA et al., (1985) e NORMAN e STUCKI (1981), na preparação das amostras para a leitura, estas foram acidificadas com H_2SO_4 (10%), utilizando-se 2 ml do ácido para um volume da amostra de 10 ml e diluídas em água deionizada na relação 5:1. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, através de uma curva de calibração de nove (9) pontos, com concentração crescente de N-NO_3^- . O r^2 da equação de 1º grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva, foi de 0,9996.

O N-NH_4^+ solúvel foi determinado em espectrofotômetro, sob comprimento de onda de $640\ \lambda$, pelo método do fenato de acordo com APHA (1995). O método

está baseado no princípio de que em meio alcalino e na presença do catalizador nitroprussiato, o amônio reage com o fenol e com o hipoclorito sódico, formando o azul de indofenol, tornando-se suscetível à determinação por colorimetria. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, através de uma curva de calibração de nove (9) pontos, com concentração crescente de N-NH_4^+ . O r^2 da equação de 1º grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva, foi de 0,9979. Para a leitura das amostras no espectrofotômetro, estas foram diluídas para uma concentração de N-NH_4 que estivesse dentro do intervalo de concentração da curva de calibração. Para tanto foram feitas determinações prévias nas amostras dos tratamentos nas quais era esperado uma maior concentração de N-NH_4^+ .

O teor de P solúvel reativo foi determinado em espectrofotômetro sob comprimento de ondas de 882λ , através do método do teste do ácido ascórbico. O método se baseia na redução do complexo fosfatomolibídico de amônio pelo ácido ascórbico na presença do antimônio (MURPHY e RILEY, 1962). O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, através de uma curva de calibração de onze (11) pontos, com concentração crescente de P. O r^2 da equação de 1º grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva, foi de 0,9989. A concentração do P presente na amostra foi dada em $\mu\text{g/mL}$ (ppm).

As amostras *enxurrada total* foram acidificadas com 1 ml de H_2SO_4 puro e armazenadas para posterior análise dos teores totais de N, P, K, Ca, Mg, e Cu presentes no escoamento superficial. Estas amostras foram também utilizadas para determinar respectivamente as perdas de água e de sedimento totais provocadas pelas chuvas simuladas.

O N presente no escoamento superficial foi determinado por digestão total pelo método Kjeldahl (WESTERMAN, 1990), de uma alíquota de 10 ml retirada da amostra *enxurrada total*. Antes da separação da alíquota, fez-se a agitação das amostras para homogeneizar o sedimento decantado com o sobrenadante. Considerando que este método não inclui o nitrato (BREMNER, 1996), obteve-se o N total do escoamento superficial, pela soma do N via Kjeldahl com o N-NO_3 solúvel na água do escoamento superficial (SHARPLEY et al., 1987).

O volume de água e a massa de sedimentos totais perdidos no escoamento superficial, foram determinados nas amostras *enxurrada total*, da seguinte forma: a) após a retirada da alíquota de 10 ml para determinar o N total, as amostras foram

deixadas em repouso para que houvesse novamente a formação do sobrenadante, por decantação do sedimento; b) as amostras foram colocadas em estufa a 65 °C, até o sedimento estar seco e a seguir colocado em estufa a 105 °C por 24 horas, se configurando, desta forma, a determinação dos sólidos totais (decantáveis e suspensos), e; c) a massa de sedimento foi determinada em balança de precisão de 4 dígitos. A determinação do volume de água perdida por hectare, em cada tratamento, em cada chuva, foi feita subtraindo-se o volume de sedimento perdido, assumindo-se a unidade para a densidade da água e 2,74 kg dm⁻³ para a densidade de partículas do sedimento. Na determinação das perdas de água e sedimento foi considerado a alíquota de 10 ml utilizada para a determinação do N total.

A partir do volume de água e da massa de sedimentos totais na enxurrada, foi calculado para todas as chuvas em todos os tratamentos, a concentração de sedimento total na enxurrada, sendo o resultado dado em g L⁻¹. Por correlação, a partir da massa de sedimentos e do volume de água das enxurradas, calculou-se também, a perda de água e a perda de sedimentos totais na área de um hectare, para cada tratamento em cada chuva.

O teor total dos elementos P, K, Ca, Mg, e Cu, foi determinado por digestão total das amostras (MARTINEZ, 1970). Para tanto, após a determinação das perdas de água e sedimento, o sedimento já seco das amostras *enxurrada total* foi moído a pó muito fino, peneirado em peneira de 0,2 mm e pesado alíquotas de aproximadamente 0,1g, sendo anotado o peso exato correspondente a cada alíquota. As alíquotas foram depositadas em cadinho de platina os quais foram colocados na mufla a 500 °C por 3 horas para eliminar a matéria orgânica. Concluído o processo de queima da matéria orgânica e após os cadinhos estarem frios, foi acrescentado 5 mL de ácido fluorídrico e 0,5 mL de ácido perclórico e colocados em banho de areia à uma temperatura em torno de 210°C, até o sedimento estar totalmente seco. Concluída a digestão e estando os cadinhos frios, foi acrescentado 5 ml de HCl 5N em cada cadinho e colocado para aquecer em banho de areia até a solução se tornar transparente. Após, a solução foi passada para balão de 100 ml e completado o volume com água deionizada.

O teor de P total foi determinado em espectrofotômetro sob comprimento de ondas de 882λ, seguindo a mesma metodologia utilizada para determinar o P solúvel. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras, através de

uma curva de calibração de dez (10) pontos, com concentração crescente de P. O r^2 da equação de 1° grau gerada com os valores da absorbância dos pontos da curva, foi de 0,9988. Os teores de K, Ca, Mg, Cu totais foram determinados sob comprimento de onda de 766 λ , 423 λ , 285 λ e 327 λ , respectivamente, através da absorção atômica em espectrofotômetro (PERKIN-ELMER, 1973), sendo as leituras realizadas diretamente nas amostras. O Zn não foi determinado em razão do método utilizado não ser apropriado para pesquisar este elemento.

A partir da concentração total e da concentração na forma solúvel reativa do P no escoamento superficial, foi determinada também a concentração deste elemento na forma particulada. Esta determinação foi realizada, subtraindo-se dos teores totais, os valores deste elemento encontrados em solução.

As amostras DQO foram acidificadas com 1 ml de H_2SO_4 puro e armazenadas para posterior análise da Demanda Química de Oxigênio (DQO) da enxurrada (OPEN Reflux Method, 1998). Para esta determinação não foram coletadas amostras de escoamento superficial dos tratamentos na chuva C2, em razão do volume de enxurrada produzido por esta chuva, em algumas das repetições destes tratamentos, não ter sido suficiente para permitir a separação das alíquotas. A determinação da DQO foi realizada nos laboratórios do Centro de Pesquisa e Processamento de Alimentos da UFPR.

As amostras *suspenso* foram acidificadas com 1 mL de H_2SO_4 e armazenadas para posterior determinação da massa de sedimento suspenso no escoamento superficial, bem como o teor total de N e o teor de P particulado neste tipo de sedimento. Para determinar a massa de sedimentos suspensos no escoamento superficial foram utilizados os mesmos procedimentos adotados para determinar a massa total de sedimentos na enxurrada. A partir do volume de água e da massa de sedimentos suspenso no escoamento superficial, foi calculado a concentração de sedimento suspenso no escoamento superficial para as chuvas C1 e C3, em todos os tratamentos, sendo o resultado dado em $g L^{-1}$.

Para a determinação do N total no sobrenadante do escoamento superficial, seguiu-se a mesma metodologia empregada para determinar o teor total deste elemento na enxurrada. O P particulado no sedimento suspenso da enxurrada foi obtido por subtração dos valores do P solúvel reativo da enxurrada, do P total no sobrenadante da enxurrada (*amostra suspenso*), determinado com a mesma

metodologia e curva de calibração do espectrofotômetro, empregadas para determinar o P total na enxurrada.

Foi determinado a concentração de nutrientes na água utilizada para a chuva simulada, sendo os valores encontrados bastante baixos, podendo-se considerá-los como traços. Assim, assumiu-se que estas quantidades não seriam subtraídas das encontradas no escoamento superficial, considerando ainda que em condições naturais, a água da chuva também contribui com o estoque de nutrientes presentes no ambiente. Portanto, estes estão igualmente sujeitos às perdas ocasionadas pela erosão hídrica e, em consequência, se constituem tanto em uma perda para o sistema, quanto uma fonte de contaminação dos recursos hídricos.

5.2.4. Determinação da cobertura do solo

Em razão da importância das condições de proteção do solo no processo da erosão hídrica em particular na forma entressulcos, determinou-se a percentagem de cobertura do solo nas seguintes etapas da condução do experimento: a) imediatamente antes da operação de semeadura, para caracterizar a condição inicial de cobertura do solo; b) antes da aplicação das chuvas simuladas (FIGURA 6); c) após a aplicação das chuvas simuladas.

Para a determinação da cobertura do solo foi feita uma adaptação do método descrito por LOPES (1984). Em um retângulo de madeira, com dimensões internas de 40 x 60 cm, colocou-se 5 linhas eqüidistantes entre si, no sentido do maior comprimento do quadro e 10 linhas também eqüidistantes entre si, no sentido do menor comprimento do quadro, gerando assim, um grid com 50 pontos de intercessão entre linhas. As linhas eram de náilon, colocadas com forte tensão. Estimou-se a percentagem de cobertura do solo mediante a colocação do quadro na superfície e procedendo-se a contagem dos pontos de intercessão que coincidiam com a ocorrência de resíduo vegetal vivo ou morto, presente na superfície do solo. Para obter o valor da percentagem de cobertura, somava-se os resultados da contagem de dois locais. Antes da operação da semeadura, as determinações foram feitas aleatoriamente na área experimental, em seis repetições. Após a operação de semeadura, as determinações foram feitas dentro das parcelas, também em seis repetições. Para tanto, sortearam-se parcelas e em cada uma delas determinou-se a

cobertura de solo em dois locais, sendo um na porção superior direita da parcela e o outro na porção inferior esquerda da parcela. Após as chuvas simuladas as determinações foram realizadas no mesmo ponto em que foram feitas as determinações antes da aplicação das chuvas simuladas.

FIGURA 6 - ASPECTOS DA DETERMINAÇÃO DA COBERTURA DO SOLO NAS PARCELA.



5.3. INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO DE COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLO

5.3.1 Coleta a campo das colunas indeformadas de solo

Este experimento foi conduzido de dezembro de 2003 à janeiro de 2004, para avaliar o movimento de nutrientes na matriz do solo através da percolação de água por colunas indeformadas de solo. As colunas, com altura de 20 cm e diâmetro de 20,3 cm, foram coletadas em solo manejado sob o sistema de semeadura direta, em local adjacente à área aonde foram aplicadas as chuvas simuladas para o

estudo das perdas de água, solos e nutrientes. A coleta das colunas de solo foi feita através de tubos de PVC, com 25 cm de altura, diâmetro interno de 20,3 cm e espessura de parede de 9 mm. Os tubos foram introduzidos no solo no sentido vertical, com o auxílio do sistema hidráulico de uma retroescavadeira (FIGURA 7). O controle da profundidade foi feita com a colocação de uma marca aos 20 cm de altura nos tubos.

FIGURA 7 – ASPECTOS DA COLETA DAS COLUNAS INDEFORMADA DE SOLO.



Para facilitar a introdução dos tubos de PVC no solo foram adotados os seguintes procedimentos: a) a extremidade do tubo a ser introduzida no solo, teve a sua parede afiada, pelo lado externo; b) as paredes interna e externa do tubo foram lubrificadas com vaselina; c) antecedendo a introdução dos tubos no solo, a faixa de solo destinada à coleta das colunas foi saturada com água. A saturação do solo com água teve o objetivo de colocá-lo na consistência de fluidez, com as seguintes finalidades: a) facilitar a introdução do tubo no solo; b) preservar a estrutura do solo coletado, uma vez que estando o solo nesta consistência evita-se a formação fissuras no interior da coluna pelo efeito de um eventual atrito do solo com a parede interna do tubo, quando do movimento de descida deste para o interior do solo. A retirada dos tubos do interior do solo foi feita cuidadosamente com o auxílio da retroescavadeira e também manualmente para evitar a deformação da coluna de solo no interior do tubo.

Após a coleta, as colunas indeformadas de solo foram preparadas retirando-se o solo que ficou aderido à parede externa do tubo PVC, bem como o excesso de solo existente na parte inferior da coluna, fazendo com que esta ficasse no mesmo

plano da extremidade inferior do tubo. Para evitar que a coluna de solo se deslocasse para baixo, no interior do tubo, foi colocado na parte inferior deste, uma tela (sombrite 50%) que foi presa à parede do tubo por uma cinta de borracha.

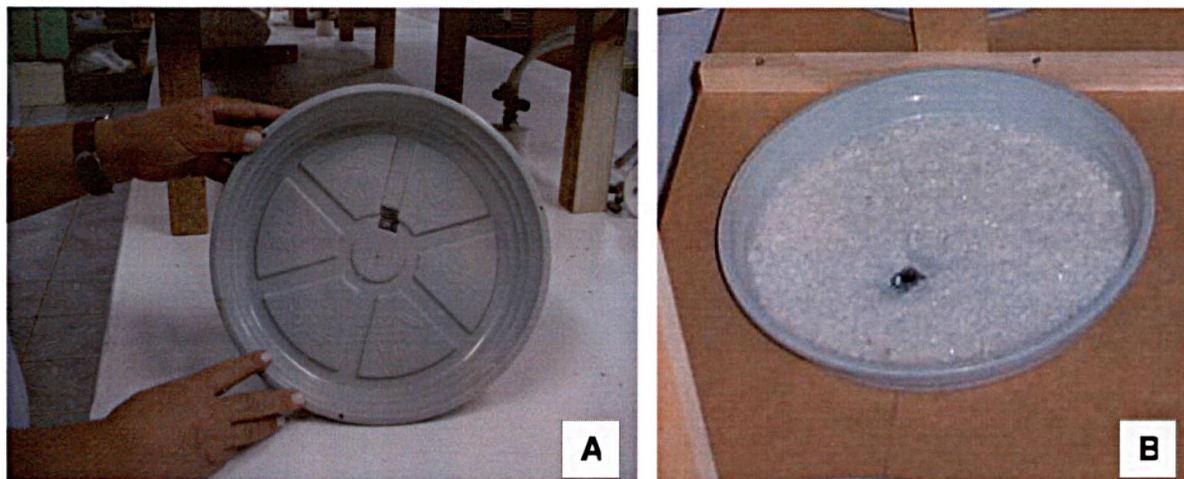
5.3.2. Instalação das colunas em laboratório

Concluída a etapa de coleta e preparação das colunas, estas foram levadas para laboratório e deixadas em local sombreado durante 54 dias para provocar a perda de umidade até um ponto de secamento que proporcionasse a contração do solo. A contração do solo teve como propósito criar um espaço entre a parede interna do tubo de PVC e a coluna de solo, de tal forma que possibilitasse vedar este espaço impedindo assim, que a água colocada sobre a coluna para percolar, eventualmente formasse um fluxo preferencial neste espaço.

Após transcorrido o período de secamento do solo das colunas, iniciou-se os procedimentos com vistas à promover a percolação da água. Para tanto, as colunas foram colocadas sobre um prato de plástico com 25 cm de diâmetro e 3,5 cm de altura. O prato, por possuir reentrâncias na sua base, numa das reentrâncias do centro do prato, foi feito um orifício de 1 cm de diâmetro (FIGURA 8 – A). Para exercer a função de dreno, foi colado ao orifício um segmento de mangueira plástica com comprimento de 7 cm e com diâmetro externo igual ao diâmetro do orifício. Sobre o prato foi colocada uma camada de 0,5 cm de sílica com textura grossa (grânulos de 0,2 cm). A utilização da sílica teve o objetivo de permitir a passagem da água percolada através da coluna de solo para o dreno, sem contaminar a água percolada, por ser um produto considerado neutro (FIGURA 8 – B). Para evitar que a sílica saísse pela mangueira, foi colado sobre o orifício um pequeno segmento de tela com malha de 0,1 cm. Em seguida os pratos foram acomodados em uma bancada de madeira com 30 cm de altura, dotada de orifícios para permitir que o dreno pudesse passar para a parte de baixo da bancada. Na seqüência, os tubos de PVC contendo as colunas de solo foram colocadas sobre os pratos, conservando-se a tela de sombrite sob a coluna. Assim, entre a coluna de solo e o prato que recebia a água percolada, havia a tela de sombrite seguida da camada de sílica. Em seguida fez-se o nivelamento das colunas e a vedação do espaço entre a parede do tubo de PVC e a coluna de solo. A vedação foi feita aplicando-se silicone em quantidade

suficiente para obstruir este espaço, até uma profundidade de aproximadamente 1,5 cm, a partir da borda superior da coluna, ao nível do solo.

FIGURA 8 – DETALHES DA PREPARAÇÃO DO PRATO (A) E DA COLOCAÇÃO DA SÍLICA (B).



Com as colunas de solo sobre os pratos, iniciou-se o processo de umedecimento das mesmas. Este procedimento foi executado fechando-se a extremidade do dreno com silicone e colocando-se água nos pratos até o nível superior dos mesmos, o que permitiu formar uma lâmina de água com altura em torno de 3,0 cm. Assim, promoveu-se o umedecimento do solo das colunas pelo movimento ascendente da água através dos microporos. A água foi colocada lentamente, só alcançando a borda superior do prato em torno de 30 minutos após iniciado o fornecimento da água, sendo que a lâmina de água foi mantida por 12 horas. Após, foi desobstruído o dreno para que houvesse a drenagem da água pelo período de uma hora, sendo a água descartada. Os procedimentos de umedecimento e drenagem foram repetidos por mais uma vez. O processo de umedecimento teve o objetivo de evitar que bolhas de ar ficassem aprisionadas no interior dos microporos do solo, quando do processo de percolação da água.

5.3.3. Tratamentos e turnos de água percolada

Imediatamente após concluído o processo de umedecimento colocou-se os tratamentos na superfície das colunas. Foram aplicados os seguintes tratamentos em quatro repetições:

- adubo mineral NPK na quantidade de 140 kg ha^{-1} de N, na forma de NH_4NO_3 solúvel; P na quantidade de $78,6 \text{ kg ha}^{-1}$, na forma de $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ solúvel, e; K na quantidade de $100,0 \text{ kg ha}^{-1}$ na forma de KCl solúvel (NPK). Do valor de N aplicado foi subtraído a porção correspondente à quantidade de N aplicado na forma de $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$. Os fertilizantes utilizados foram pesados em balança de 3 dígitos, nas quantidades de 3,848 g NH_4NO_3 , 3,776 de $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ e 2,460 g de KCl. As quantidades referem-se a somatória da necessidade de cada fertilizante para as quatro repetições do tratamento;
- dejetos líquidos de suíno aplicados na superfície das colunas, na dosagem de $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (D);
- sem adubo ou testemunha (T).

As quantidades de fertilizante químico e dejetos de suíno utilizadas foram em torno de três vezes mais elevadas do que a quantidade média destes produtos colocada nas lavouras pelos produtores da região. Para utilizar estes valores adotou-se o critério de reproduzir uma condição que poderá ocorrer, em um determinado ponto de uma encosta, como no canal de um terraço, o represamento da enxurrada que escoar de uma faixa de lavoura a montante deste ponto e que esta enxurrada possui uma concentração elevada de nutrientes retirados do solo. Assim, a coluna de solo procura reproduzir o processo de percolação no canal do terraço, da água da enxurrada contendo uma alta carga de nutrientes em suspensão.

No momento de separação das quantidades de dejetos para as repetições correspondente a dosagem aplicada no tratamento, foram retiradas amostras para a determinação dos níveis de N, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn e matéria seca (BRASIL, 1982), cujas análises apresentaram, respectivamente, os valores de 0,44; 0,32; 0,13; 0,126; 0,085; 0,02; 0,01 e 6,33. Os valores são em g/100g e as análises foram realizadas no Laboratório de Fertilizantes e Calcários do TECPAR. Assim, foram aplicadas as quantidades correspondente a 660,00, 484,72 e 199,24 kg ha^{-1} de N, P e K, respectivamente. Também foi determinada a DQO cuja análise foi realizada em quatro repetições, nos laboratórios do Centro de Pesquisa e Processamento de Alimentos UFPR. O valor médio da DQO foi de 20.098,00 $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ sendo coeficiente de variação das repetições de 24,39.

O dejetos de suíno utilizado no tratamento foi coletado na mesma propriedade agrícola aonde foi coletado o dejetos aplicado nas parcelas a campo. Os

procedimentos e os critérios utilizados para a coleta do material também foram os mesmos adotados para aquela ocasião.

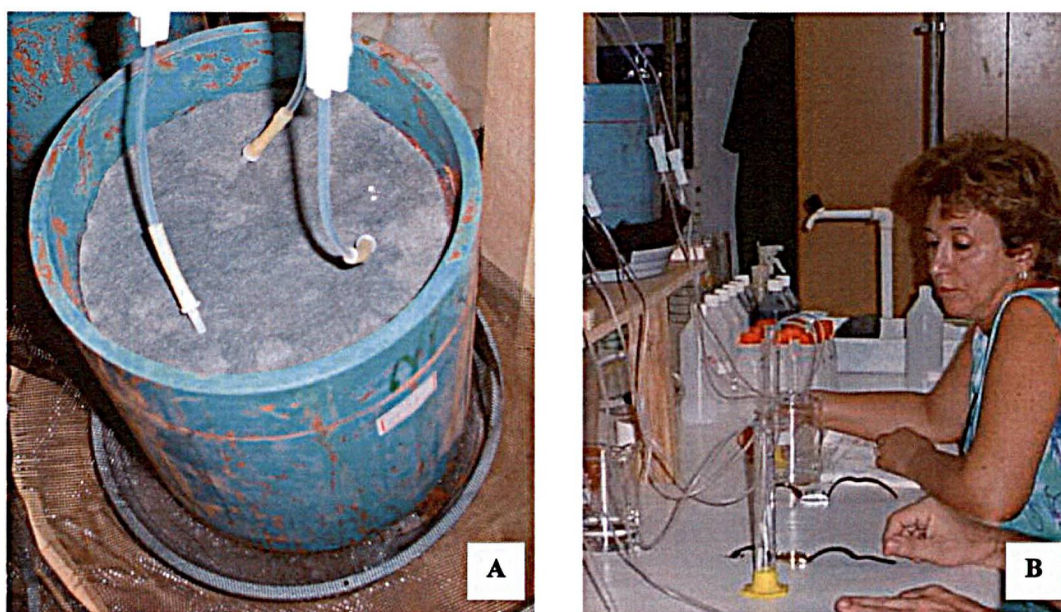
Como a dosagem de dejetos aplicada foi de $150 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, este volume correspondeu a 485 ml para cada coluna, uma vez que a área das mesmas era de $323,65 \text{ cm}^2$. Tendo em vista os baixos teores de matéria seca do dejetos suíno utilizado nas parcelas do experimento a campo, assumiu-se dissolver cada fertilizante utilizado em 613 mL de água deionizada para que em cada coluna fosse aplicado uma solução de 460 mL, contendo os três fertilizantes. Esta diluição teve o objetivo de igualar a condição inicial de conteúdo de água que cada coluna de solo receberia na aplicação dos tratamentos. Com este mesmo objetivo, a quantidade de água utilizada para diluir os fertilizantes, também foi aplicado no tratamento T. A aplicação dos tratamentos foi realizada na superfície da coluna de solo, manualmente, de forma lenta, em um período de 2 horas, correspondendo a uma taxa de aplicação aproximada de 3,83 mL por minuto.

Imediatamente após a colocação dos tratamentos, foi iniciada a etapa de percolação de água. Foi aplicada água deionizada por gotejamento na superfície das colunas através de quites de soro hospitalar constituído de reservatório e equipo. Para a melhor distribuição da água na superfície da coluna, foram colocados 3 quites para cada coluna, dispostos de tal forma que a distribuição da água na superfície da coluna fosse o mais uniforme possível. Para facilitar esta uniformidade, após a aplicação dos tratamentos, colocou-se um feltro com diâmetro 0,3 cm menor do que o diâmetro da coluna. O menor diâmetro do feltro em relação ao diâmetro da coluna de solo teve o objetivo não permitir que a água conduzida pelo feltro atingisse a borda da coluna, evitando assim a indução de fluxo preferencial através da parede interna do tubo de PVC. Os quites foram suspensos sobre as colunas, numa altura de 80 cm, sendo que o bico do equipo que produzia o gotejamento ficou em contato com o feltro (FIGURA 9 - A).

A aplicação da água na superfície da coluna para promover a percolação, foi feita de forma lenta para evitar que ocorresse a formação de lâmina de água na superfície da coluna. Para determinar qual vazão atenderia esta exigência, foram feitos testes iniciais em uma coluna de solo subcelente. Na superfície desta coluna inicialmente não foi aplicado nenhum fertilizante para representar a condição de superfície nos tratamentos NPK e T, assumindo que o fertilizante NPK não

modificaria a infiltrabilidade do solo. Iniciou-se o teste aplicando água numa vazão de até 18 mL por minuto sem que houvesse a formação de lâmina de água superficial. Após a coluna recebeu o mesmo volume de dejetos líquidos de suíno (485 mL) a ser aplicado no Tratamento D. Nesta condição, a vazão teve que ser reduzida para um volume em torno de 2,5 mL por minuto, para evitar a formação de lâmina superficial de água. Assim, por medida de segurança, os equipos de soro foram regulados para uma vazão em torno de 2,2 mL por minuto para o conjunto dos três equipos (FIGURA 9 – B).

FIGURA 9 – ASPECTOS DO GOTEJAMENTO NA SUPERFÍCIE DA COLUNA (A) DE SOLO E DA REGULAGEM DOS BICOS GOTEJADORES (B).

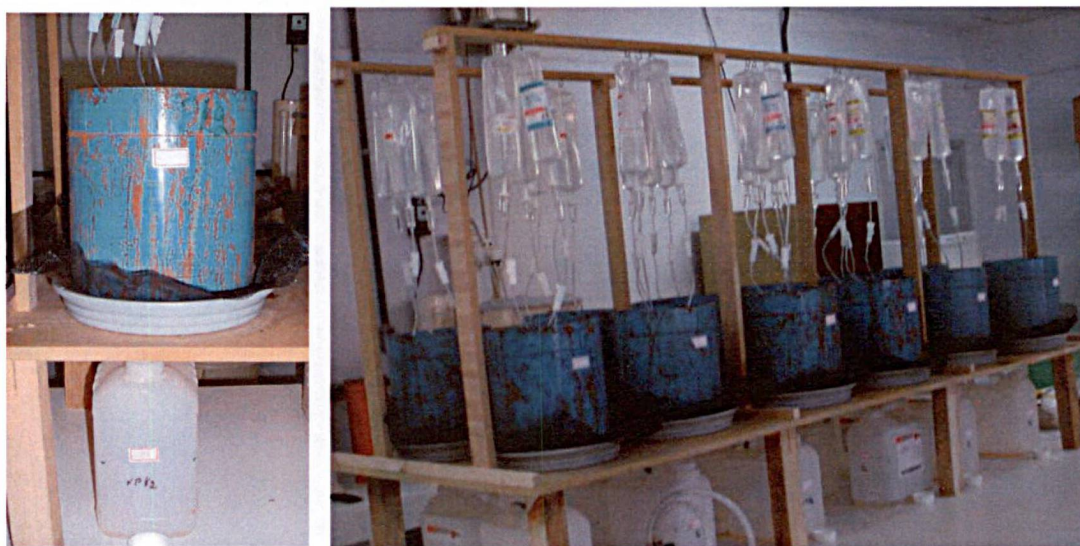


5.3.4. Amostragem da água percolada

Foi definido que a água seria coletada em cinco turnos, sem intervalo de tempo entre eles, correspondendo a três volumes de poros do solo das colunas. O volume de água percolada correspondente ao primeiro volume de poros foi subdividido em três turnos (T1A, T1B, T1C) e os dois últimos turnos (T2 e T3) tiveram o volume de água coletada em cada amostra igual a um volume de poros. Tendo em vista que o volume total de poros do solo era de $51,61 \text{ dm}^3 \text{ dm}^{-3}$ e

considerando-se as dimensões da coluna (20,3 cm de diâmetro e 20 cm de altura), obteve-se o volume total de poros de 3340 cm³ em cada coluna. Portanto, fez-se a coleta de cinco amostras (turnos), sendo o volume das três primeiras de 1114 mL cada e das duas últimas de 3340 mL cada uma, ou seja, 1/3; 2/3; 1; 2 e 3 volume de poros, respectivamente. Para definir esta forma de fracionamento da água percolada, assumiu-se que o efeito na retenção dos nutrientes pela matriz do solo seria mais acentuado na primeira passagem da água pela porosidade do solo da coluna, em relação as duas outras passagens. A quantidade total de água aplicada correspondeu a uma altura de lâmina de água de 309,6 mm. A água percolada foi conduzida através do dreno para um reservatório de 5 L colocado abaixo de cada coluna (FIGURA 10).

FIGURA 10 – ASPECTOS DO PROCESSO DE PERCOLAÇÃO ÁGUA DA ATRAVÉS DAS COLUNAS INDEFORMÁVEIS DE SOLO.



A vazão estabelecida (2,2 mL/minuto) ocasionou um tempo de percolação da água para cada um dos três primeiros turnos, de 8 horas e 31 minutos e para cada um dos dois últimos turnos, de 25 horas e 31 minutos. Após a coleta de cada turno, a água percolada era homogeneizada e retirada duas amostras, sendo uma de 200 mL e outra de 500 mL. As amostras de 200 mL foram imediatamente filtradas em filtro de 0,45 μ m e congeladas para posteriormente determinar a concentração de P solúvel reativo, NH₄-N, NO₃-N, K, Cu e Zn solúveis, além da condutividade

elétrica. A alíquota de 500 mL foi acidificada adicionando-se 1 mL de H_2SO_4 para posterior análise da DQO.

5.3.5. Determinações dos parâmetros de qualidade de água

O P solúvel reativo e os teores de N-NO_3 , N-NH_4 solúveis foram determinados por colorimetria em espectrofotômetro, utilizando-se a mesma metodologia empregada para determinar os teores destes elementos solúveis na água do escoamento superficial. O espectrofotômetro foi calibrado para a leitura das amostras através de curva de calibração com onze (11) pontos de concentração P, dez (10) pontos de concentração N-NO_3 e nove (9) pontos de concentração N-NH_4 . O r^2 da equação de 1º grau gerada com os valores da absorbância dos pontos de concentração de P, N-NO_3 e N-NH_4 foi respectivamente, de 0,9994, 0,9997 e 9979. Os teores de K, Ca, Mg, Cu e Zn solúveis foram determinados através da absorção atômica em espectrofotômetro (PERKIN-ELMER, 1973), nos mesmos comprimentos de onda empregados para determinar a concentração destes elementos solúveis na enxurrada. A DQO foi determinada nos laboratórios do Centro de Pesquisa e Processamento de Alimentos da UFPR (OPEN Reflux Method, 1998).

Como controle, na determinação em espectrofotômetro do N-NO_3 , N-NH_4 e das diferentes formas de P, tanto na enxurrada como na água percolada, foram feitas leituras de dois pontos das amostras da curva durante a leitura das amostras. Os pontos de concentração utilizados como controle para as leituras no espectrofotômetro, apresentaram valores inferiores a 2 % em relação à concentração calculada para cada ponto, para todos os elementos.

5.3.6. Amostragem e análise do solo das colunas indeformadas de solo

Após a etapa de percolação da água, as colunas foram deixadas em repouso para eliminar a água que permaneceu na porosidade do solo. Estabeleceu-se que este período teria um tempo de duração até o momento em que a contração do solo possibilitasse o livre deslocamento da coluna no interior do tubo de PVC para permitir que esta fosse seccionada em diferentes alturas para a amostragem do

solo. Assim, em cada coluna foi feita a amostragem nas camadas de 0 a 2,5 cm, 2,5 a 10 cm e 10 a 20 cm (FIGURA 11). Nas amostras foram determinadas por análise de rotina os teores de P, K, Ca, Mg, Al, Fe, Cu e Zn, bem como o pH e a matéria orgânica (RAIJ et al., 2001). As análises foram realizadas no Laboratório de Solos e Plantas da Fundação ABC, através do método da resina

FIGURA 11 – ASPECTOS DA COLETA DE AMOSTRAS DE SOLO DAS COLUNAS INDEFORMADAS.



5.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA

O delineamento experimental para ambos os estudos foi o inteiramente aleatorizado. Cada tratamento foi estudado em quatro repetições.

5.4.1. Experimento 1

Para o experimento 1 foi utilizado o esquema fatorial 3 X 3, sendo três tipos de adubação (A): dejetos líquidos de suíno (D), adubo mineral (NPK) e testemunha (T), e três procedimentos de chuva (B): chuva 1 (C1), chuva 2 (C2) e chuva 3 (C3). O modelo linear utilizado para descrição dos valores das variáveis respostas (y_{ijk}) foi (FEDERER, 1993): $y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk}$, (1)

em que:

μ : constante;

α_i : efeito do i-ésimo nível do fator tipos de adubação (A), para $i = 1, 2, 3$ em que, 1, 2 e 3 representam os níveis D, NPK e T, respectivamente;

β_j : Efeito do j-ésimo nível do fator procedimentos de chuva (B), para $j = 1, 2, 3$ em que, 1, 2 e 3 representam os níveis C1, C2 e C3, respectivamente;

$(\alpha\beta)_{ij}$: efeito da interação entre o i-ésimo nível do fator A e do j-ésimo nível do fator B;

ε_{ijk} : erro associado ao i-ésimo nível do fator A, j-ésimo nível do fator B e a k-ésima repetição, para $k = 1, 2, 3, 4$, pressupostamente normal e independente distribuído ($\varepsilon_{ijk} \stackrel{\text{IID}}{\sim} N(0, \sigma^2)$).

A análise de variância foi construída seguindo o esquema (TABELA 3):

TABELA 3 - ESQUEMA DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA O EXPERIMENTO 1

Causas de Variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	F Calculado
A	i-1	SQA	SQA/(i-1)	QMA/QMR
B	j-1	SQB	SQB/(j-1)	QMB/QMR
AB	(i-1)(j-1)	SQAB	SQAB/[(i-1)(j-1)]	QMAB/QMR
Resíduo	ij(k-1)	SQR	SQR/[ij(k-1)]	
Total	ijk-1	SQT		

A normalidade dos resíduos foi verificada através do teste de Shapiro- Wilk (ROYSTON, 1992). As comparações múltiplas foram realizadas por contrastes ortogonais do teste F (STEEL E TORRIE, 1980).

As estimativas dos contrastes para os efeitos de adubação foram obtidas por:

$$\hat{y}_1 = \frac{\hat{\mu}_D + \hat{\mu}_{NPK}}{2} - \hat{\mu}_T \text{ e } \hat{y}_2 = \hat{\mu}_D - \hat{\mu}_{NPK} \quad (2)$$

ou seja, comparou-se a média dos tratamentos aplicados com a testemunha e entre os tratamentos aplicados.

Da mesma forma, foram obtidas as estimativas dos contrastes para os procedimentos de chuva:

$$\hat{y}_1 = \frac{\hat{\mu}_{C1} + \hat{\mu}_{C2}}{2} - \hat{\mu}_{C3} \text{ e } \hat{y}_2 = \hat{\mu}_{C1} - \hat{\mu}_{C2} \quad (3)$$

A ortogonalidade entre os dois contrastes, que indica independência entre suas comparações, isto é, a variação de um contraste é inteiramente independente da variação do outro, foi verificada, através da condição, necessária e suficiente:

$$\hat{Cov}(\hat{y}_1, \hat{y}_2) = 0. \quad (4)$$

5.4.2. Experimento 2

Para o experimento 2 foram utilizados dois esquemas fatoriais, a saber:

- Fatorial 1, aonde foi utilizado o esquema fatorial 3 X 5, sendo três tipos de adubação (A): dejetos líquidos de suíno (D), adubo mineral (NPK) e testemunha (T); e cinco turnos de água percolada (B): turno 1A (T1A), turno 1B (T1B), turno 1C (T1C), turno 2 (T2) e turno 3 (T3). O modelo linear utilizado para descrição dos valores das variáveis respostas (y_{ijkl}) foi (Federer, 1993):

$$y_{ijkl} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + (\alpha\beta)_{ij} + (\alpha\gamma)_{ik} + (\beta\gamma)_{jk} + (\alpha\beta\gamma)_{ijk} + \varepsilon_{ijkl}, \quad (5)$$

em que:

μ : constante;

α_i : efeito do i-ésimo nível do fator tipos de adubação (A), para $i = 1, 2, 3$ em que, 1, 2 e 3 representam os níveis D, NPK e T, respectivamente;

β_j : efeito do j-ésimo nível do fator turnos (B), para $j = 1, 2, \dots, 5$ em que, 1, 2, ..., e 5 representam os níveis T1A, T1B, T1C, T2 e T3, respectivamente;

$(\alpha\beta)_{ij}$: efeito da interação entre o i-ésimo nível do fator A e do j-ésimo nível do fator B;

ε_{ijk} : erro associado ao i-ésimo nível do fator A, j-ésimo nível do fator B e a k-ésima repetição, para $k = 1, 2, 3, 4$, pressupostamente normal e independente distribuído ($\varepsilon_{ijk} \stackrel{\text{IID}}{\sim} N(0, \sigma^2)$).

A análise de variância foi construída seguindo o esquema (Tabela 4):

TABELA 4 - ESQUEMA DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA O EXPERIMENTO 2

Causas de Variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrados Médios	F Calculado
A	i-1	SQA	SQA/(i-1)	QMA/QMR
B	j-1	SQB	SQB/(j-1)	QMB/QMR
AB	(i-1)(j-1)	SQAB	SQAB/[(i-1)(j-1)]	QMAB/QMR
Resíduo	ijk(l-1)	SQR	SQR/[ijk(l-1)]	
Total	ijkl-1	SQT		

A normalidade dos resíduos foi verificada através do teste de Shapiro- Wilk (Royston, 1992). As comparações múltiplas foram realizadas por contrastes ortogonais do teste F (Steel e Torrie, 1980).

As estimativas dos contrastes para os efeitos de adubação foram semelhantes ao experimento 1.

As estimativas dos contrastes para os efeitos de turnos foram obtidas por:

$$\hat{y}_1 = \frac{\hat{\mu}_{T1A} + \hat{\mu}_{T1B} + \hat{\mu}_{T1C}}{3} - \frac{\hat{\mu}_{T2} + \hat{\mu}_{T3}}{2}; \quad \hat{y}_2 = \frac{\hat{\mu}_{T1A} + \hat{\mu}_{T1B}}{2} - \hat{\mu}_{T1C}; \quad \hat{y}_3 = \hat{\mu}_{T1A} - \hat{\mu}_{T1B} \quad (6) \text{ e}$$

$$\hat{y}_4 = \hat{\mu}_{T2} - \hat{\mu}_{T3} \quad (7)$$

ou seja, comparou-se a média dos turnos T1 com a média dos turnos T2 e T3; a média dos turnos T1A e T1B com o turno T1C; entre os turnos T1A e T1B e entre os turnos T2 e T3.

Da mesma forma que o experimento 1, a ortogonalidade entre os contrastes foram verificadas por suas respectivas covariâncias.

- Fatorial 2, aonde foi utilizado o esquema fatorial 3 X 3, sendo três tipos de adubação (A): dejetos líquidos de suíno (D), adubo mineral (NPK) e testemunha (T); e três camadas de solo (B): camada de solo de 0 a 2,5 cm (CS1), camada de solo de 2,5 a 10 cm (CS2), camada de solo de 10 a 20 cm (CS3). O modelo linear utilizado para descrição dos valores foi idêntico ao adotado para o experimento 1, bem como para a análise da variância, verificação da normalidade dos resíduos, estimativa de contraste para os efeitos da adubação e camada de solo, e ortogonalidade entre os contrastes.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. COBERTURA DO SOLO

A superfície do solo encontrava-se quase que completamente coberta antes da operação de semeadura (92% - TABELA 5), devido à presença de resteva das plantas que haviam sido cultivadas na área experimental antes do início do experimento (TABELA 2). A operação de semeadura reduziu a cobertura inicial do solo em 22%, fazendo, portanto, decrescer para 70%, concordando com BERTOL et al. (1997). Estes autores, estudando o efeito de diferentes mecanismos sulcadores de semeadoras sobre a cobertura do solo, constataram que todos os tipos de sulcadores diminuíram significativamente a cobertura do solo, mesmo depois desta ter sido diminuída de 100% (cobertura inicial) para em torno de 80%, por uma operação de gradagem. Constatou-se, visualmente, que o decréscimo da cobertura do solo provocado pela operação de semeadura se deu em razão do distúrbio que os sulcadores da máquina causaram, promovendo mobilização do solo e afastamento dos resíduos na linha de semeadura. Assim, a diminuição da cobertura do solo ocorreu primordialmente pelo afastamento dos resíduos da linha de semeadura para os lados, de tal modo que a superfície do solo, após a operação de semeadura, passou a apresentar uma área (faixa dos sulcos), descoberta, na qual o solo estava mobilizado e, outra área (faixa dos entressulcos), coberta com os resíduos vegetais, na qual o solo não estava mobilizado. Estes resultados podem ser explicados pelo tipo de ação que o sulcador tipo cinzel desenvolve no solo, ou seja, por agirem frontalmente durante o deslocamento, estes sulcadores rompem o solo e, ao mesmo tempo, afastam os resíduos da linha de semeadura para os lados (BERTOL, 1993). Os resultados demonstram que no sistema de semeadura direta, a operação de semeadura pode criar uma condição crítica de perda de água e solo.

TABELA 5 - CONTRASTE DE MÉDIAS PARA O EFEITO DA OPERAÇÃO DE SEMEADURA E DAS CHUVAS SIMULADAS APLICADAS SOBRE A COBERTURA DO SOLO (%) DETERMINADA ANTES DA OPERAÇÃO DE SEMEADURA (CI), ANTES DAS CHUVAS SIMULADAS (ACS) E APÓS AS CHUVAS SIMULADAS (APC).

TRATAMENTO			CONTRASTE	
CI	ACS	APC	CI vs ACS, APC	CAC vs APC
----- % -----				
91,83±1,30	70,50±2,09	67,50±1,82	**	ns

ns = não significativo pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

As chuvas simuladas aplicadas não ocasionaram diminuição da cobertura do solo, embora tenham apresentado uma tendência de redução em relação aos valores obtidos imediatamente após a operação de semeadura. Esta tendência, provavelmente, foi decorrente de uma leve remoção dos resíduos vegetais de um ponto a outro nas parcelas, ocasionada pela enxurrada das chuvas. A enxurrada superficial pode ser capaz de promover a flutuação e/ou o transporte dos resíduos vegetais na superfície do solo (BERTOL e COGO, 1996). Assim, a enxurrada pode ter arrastado parte dos resíduos da porção superior para a inferior da parcela, aumentando a desuniformidade da cobertura do solo.

6.2. PERDAS DE ÁGUA E SEDIMENTOS POR EROSÃO HÍDRICA

6.2.1 Perda de água no escoamento superficial

Os tratamentos influenciaram as perdas de água por escoamento superficial nas chuvas C1 e C2 (TABELA 6). Em ambas as chuvas, as perdas de água no tratamento dejetos líquido de suíno (D) foram aproximadamente duas vezes maiores do que nos tratamentos adubo mineral (NPK) e testemunha (T). O comportamento desses dados concorda com aquele obtido por HENKLAIN et al. (1994) e por HAYNES e SWIFT (1990). As perdas de água da testemunha e do tratamento NPK não diferiram entre si, mostrando que o adubo inorgânico não influenciou as características do solo responsáveis pelo comportamento da enxurrada. Na chuva C3, embora a perda de água, no tratamento D, tenha sido superior à ocorrida nos demais tratamentos, não houve diferença estatística entre as médias.

TABELA 6 - CONTRASTE DE MÉDIAS DAS PERDAS DE ÁGUA (L/PARCELA) POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- L/parcela-----				
C1	4,313±0,29	2,13±0,064	2,21±0,083	**	**
C2	2,298±0,34	1,206±0,072	1,243±0,047	**	**
C3	12,436±0,98	8,877±1,49	9,109±1,28	ns	ns
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	**	*	**		
C2 vs C3	**	**	**		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

As razões para a maior perda de água no tratamento dejetos líquido de suíno em relação aos demais, nas duas primeiras chuvas simulada são: a) o dejetos de suíno foi aplicado na superfície e provavelmente tenha ocasionado um efeito hidrofóbico no solo, conforme citado por HAYNES e SWIFT (1990), efeito este que se manifesta negativamente na retenção de água, dificultando, portanto, o processo de infiltração no solo, e; b) o período de tempo transcorrido entre a aplicação do dejetos na superfície do solo e a aplicação da primeira chuva foi de 16 horas, tendo sido, provavelmente, suficiente para possibilitar que parte dos compostos orgânicos sólidos do dejetos ocupassem os poros (especialmente os macroporos) do solo, obstruindo-os. Os macroporos apresentam diâmetro suficiente para permitir a rápida entrada de água através da superfície do solo pela ação da gravidade (GERMANN, 1990 citado por SIMARD et al., 2000). Assim, o efeito hidrofóbico do dejetos, alterou o comportamento da hidrologia de superfície, diminuindo as condições adequadas para uma rápida infiltração da água e a obstrução parcial dos macroporos alterou a condutividade hidráulica do solo.

O fato do dejetos líquido de suíno não ter ocasionado diferença estatística na perda de água por enxurrada em relação aos demais tratamentos, na chuva C3, pode ser explicado pela intensidade desta chuva, a qual foi praticamente o dobro da intensidade das duas chuvas anteriores (C1 e C2). Isto pode ter feito com que grande parte dos compostos orgânicos sólidos do dejetos que permaneceram na superfície do solo após a chuva C2 fosse removida durante a chuva C3, modificando, por consequência, a hidrologia de superfície nessa chuva. Outra possível razão para este resultado é o fato de que parte do material orgânico que

estaria obstruindo os macroporos do solo foi removido durante as chuvas C1 e C2, melhorando assim a condutividade hidráulica do solo, que, combinada com a alteração das condições hidrológicas da superfície, permitiu maior infiltrabilidade da água no solo. Deve ser considerado, ainda, que, a alta variabilidade dos dados de volume de enxurrada, também constatada por POTE et al. (1999) e OWENS e EDWARDS (1993), colaborou para que, nessa chuva, não houvesse diferença significativa entre as médias dos tratamentos

Os resultados deste trabalho indicam que o efeito do dejetos líquido de suíno no aumento do volume do escoamento superficial pode ter uma influência maior no curto prazo, uma vez que as perdas de água mais elevadas ocorreram nas primeiras chuvas, diminuindo nas demais. No entanto, é necessário considerar que, nos solos de origem do basalto, na região onde o trabalho foi desenvolvido, este tipo de adubo, na sua grande maioria, é distribuído na superfície do solo, sem incorporação e, pelo menos parte dele é aplicada na época que sucede a colheita da cultura de inverno, antecedente à semeadura da cultura de verão. Por outro lado, na referida região, esta época do ano coincide com a incidência de chuvas de elevada erosividade que podem precipitar sobre solos parcialmente descobertos e parcialmente mobilizados pela operação de semeadura. Em decorrência disso, e, ainda, considerando a magnitude das perdas de água, os danos ambientais decorrentes dessas perdas podem ser expressivos, em particular nas bacias hidrográficas com rampas muito longas e/ou inclinadas e sem sistema de terraceamento implantado. Esse efeito pode ser particularmente danoso no caso do transporte de P, uma vez que esse elemento é o principal causador do fenômeno de eutrofização das águas de superfície.

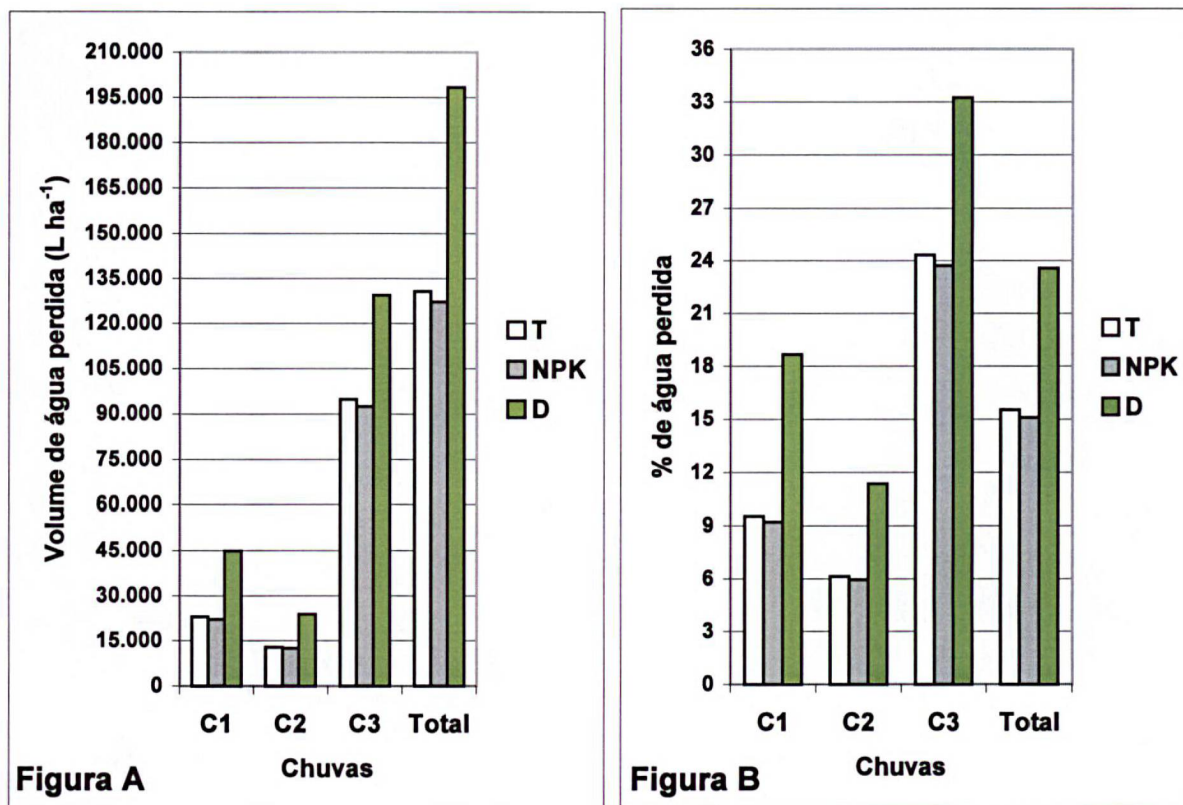
A intensidade das chuvas influenciou as perdas de água em todos os tratamentos. Os contrastes de média realizados mostraram grau de significância inferior a 1% para todas as combinações realizadas, com exceção das médias das chuvas C1 e C2 do tratamento NPK.

O efeito da intensidade da chuva no volume de água perdido torna-se mais evidente quando se estabelece a relação intensidade de chuva/perda de água. Assim, fazendo-se a comparação entre as chuvas C3 (intensidade de 116,89 mm) e C1 (intensidade de 72,22 mm), tem-se uma relação de intensidade entre ambas de aproximadamente 1,6. Já quando se toma o volume de água perdida, a relação

entre as duas chuvas varia entre 4,4 e 5,7 dentro dos diferentes tratamentos. O maior volume relativo de água perdido, na chuva de maior intensidade em relação a chuva de menor intensidade, pode ser explicado pelo fato de que as chuvas de elevada intensidade produzem um grande volume de água para um curto tempo de retenção podendo exceder a capacidade de infiltração do solo, particularmente quando incidem sobre solo úmido. Isto resulta numa sobrecarga hidráulica, o que desencadeia rapidamente o fluxo superficial (CASEY e KLAINE, 2001).

A perda de água pode ser considerada baixa para todos os tratamentos, uma vez que, mesmo na situação de perda máxima (chuva C3 sobre dejetos líquido de suíno), a perda foi de 33 % em relação ao volume de chuva (FIGURA 12 - A). Estes resultados podem ser explicados pelo fato de que apenas a chuva C3 (38,98 mm em 20 minutos) foi suficiente para preencher com água os poros do solo. Nessa condição o solo provavelmente atingiu taxa constante de infiltração, a partir do qual a resposta hidrológica à chuva aplicada foi dominada pelo fluxo rápido da água aplicada pela chuva, conforme demonstrado por PREEDY et al. (2001). Essa condição foi alcançada no solo quando a taxa de infiltração estava em $36,38 \text{ mm h}^{-1}$ e a taxa de enxurrada em $33,62 \text{ mm h}^{-1}$, aos 49 minutos de duração da chuva, a qual estava sendo aplicada na intensidade de 70 mm h^{-1} . Outro fator que pode ter colaborado para este resultado é o fato de ter sido aplicado uma chuva de umedecimento a qual teve a condição de melhorar a condutividade hidráulica do solo uma vez que havendo o umedecimento, o ar que possa estar aprisionado em parte da porosidade do solo, especialmente a microporosidade, obstruindo-a, é expelido através da rede interna de macroporos conectado com a superfície, fazendo com que taxa de infiltração permaneça alta, conforme demonstrado por WANGEMANN et al. (2000).

FIGURA 12 - VOLUME DE ÁGUA ($L\ ha^{-1}$) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL (GRÁFICO A) PROPORCIONADO POR TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T) E O PERCENTUAL (%) DE ÁGUA DA CHUVA (GRÁFICO B) NO ESCOAMENTO (DADOS TRANSFORMADOS PARA 1 ha).



Embora a perda de água, em relação à quantidade precipitada em cada chuva, possa ser considerada baixa, quando relacionada à área de um hectare e expressa em volume, percebe-se o significado ambiental que essa perda pode adquirir (FIGURA 12 - B). Tomando-se como base a área média predominante das bacias hidrográficas do Projeto Paraná Biodiversidade, na região dos solos originários do basalto, que é em torno de 190 ha, pode-se ter uma idéia do volume de escoamento superficial formado em chuvas naturais de grande volume, o qual poderia atingir em torno de 36.000.000 de litros, volume este que se acumularia no tributário da microbacia. Por outro lado, o escoamento superficial é o principal veículo de transporte de nutrientes e sedimentos para os mananciais de água, constituindo-se, assim, no principal fator de poluição não pontual (HEATWAITE et al., 2000). Considerando as condições em que este trabalho foi desenvolvido, os

resultados de perda de água, portanto, evidenciam a necessidade da contenção do escoamento superficial em ambiente de semeadura direta.

6.2.2 Perda de sedimentos totais no escoamento superficial

A perda de sedimentos na enxurrada foi influenciada pelo tipo de adubo, nas duas primeiras chuvas simuladas aplicadas (C1 e C2) (TABELA 7). Na última chuva (C3), por outro lado, os tratamentos não exerceram efeito sobre as referidas perdas. Estes resultados seguiram a mesma tendência das perdas de água, demonstrando o efeito do volume de escoamento superficial. Assim, o maior volume de enxurrada gerado pelas duas primeiras chuvas que foram aplicadas sobre o dejetos líquido de suíno, transportou maior quantidade de sedimentos neste tratamento, em relação aos demais. BERTOL et al. (2004), avaliando as perdas de solo e água sob condições de diferentes sistemas de manejo do solo, também observaram que sob condição de semeadura direta, as perdas de solo seguiram a mesma tendência das perdas de água.

TABELA 7 - CONTRASTE DE MÉDIAS DAS PERDAS DE SEDIMENTOS (g/PARCELA) COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- g/parcela-----				
C1	12,095±0,95	5,679±0,67	7,217±0,99	ns	**
C2	5,409±0,46	2,789±0,23	3,462±0,28	ns	**
C3	75,696±8,98	54,839±7,06	42,514±5,73	*	ns
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	**	**	**		
C2 vs C3	**	**	**		

Ns não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

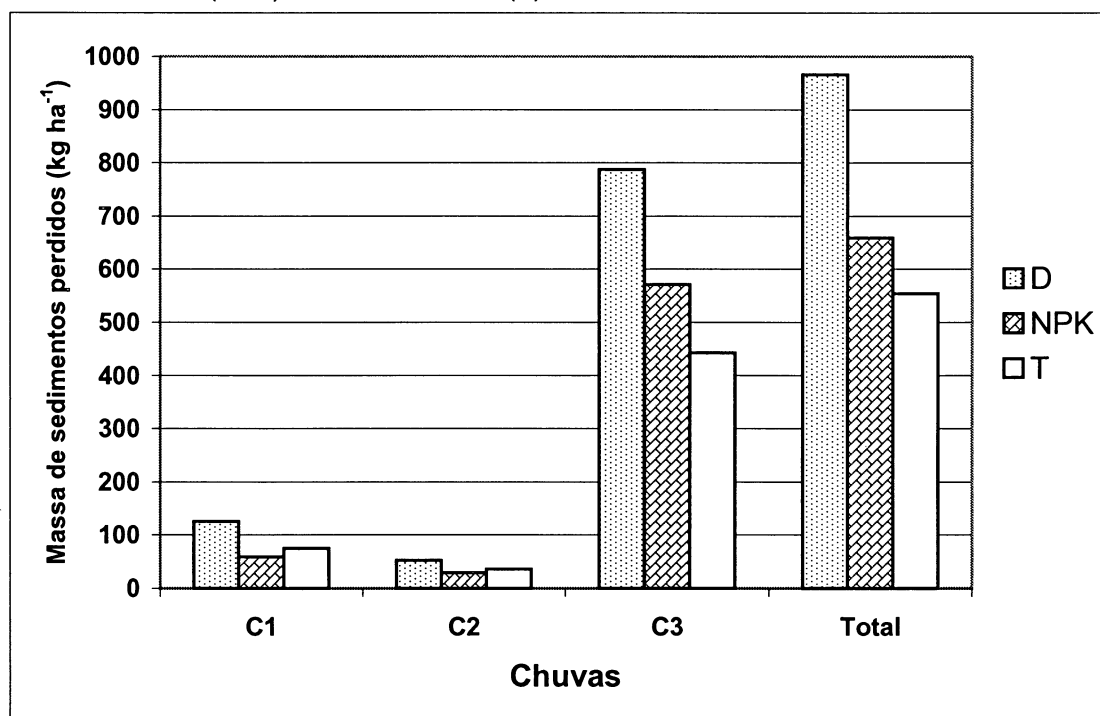
A quantidade de sedimentos transportados pela enxurrada foi distinta nas diferentes chuvas, seguindo a mesma tendência ocorrida na perda de água. No entanto, observando-se as chuvas C1 e C3, verifica-se que a diferença entre os valores da relação intensidade de chuva/perda de solo foi maior do que os valores da relação intensidade de chuva/perda de água. Assim, enquanto a relação intensidade de chuva/perda de água variou entre 4,4 e 5,7, nos diferentes

tratamentos, a relação intensidade de chuva/perda de solo variou entre 5,9 e 9,7. Isto significa que houve efeito da intensidade de chuva na perda de solo, uma vez que a chuva mais intensa (C3) teve maior capacidade de remover sedimento do que as chuvas de menor intensidade (C1 e C2). O efeito da intensidade de chuva pode ter se expressado pelas seguintes razões: a) as chuvas iniciais desagregaram determinada quantidade de sedimentos por impacto das gotas, uma vez que na erosão entressulco o impacto é a principal fonte de energia para desagregar e transportar sedimentos (McGREGOR et al., 1988). Por outro lado, as chuvas de menor intensidade formaram menor volume de enxurrada e, neste caso, não apresentaram energia suficiente para transportar todo o sedimento desagregado; b) a chuva de maior intensidade incidiu sobre uma condição de solo umedecido pelas chuvas iniciais, condição esta que provocou uma diminuição da estabilidade dos agregados do solo, conforme constatado por REICHERT e CABEDA (1992). Isto, aliado ao maior poder de desagregação da chuva de maior intensidade, facilitou a produção de grande quantidade de sedimentos pois, na erosão entressulcos, a erosividade da chuva é função do seu volume e intensidade (FOSTER, 1982); c) as chuvas antecedentes saturaram o solo, o que favoreceu o escoamento superficial pelas chuvas aplicadas em seguida, as quais formaram enxurradas com energia suficiente para transportar as partículas desagregadas. Enxurradas de maior volume possuem maior capacidade de transporte de sedimentos em razão da maior energia, em relação às enxurradas de menor volume (SHARPLEY, 1980).

A perda de sedimentos ocorrida em cada chuva e em cada tratamento, individualmente, quando convertida para a área de um hectare e mesmo que representem uma condição crítica para a perda de sedimentos, apresenta valores que podem ser considerados baixos (FIGURA 13), se comparada à perda no preparo convencional de solo. Vários trabalhos evidenciam a baixa perda de sedimentos proporcionada pelo sistema de semeadura direta, comparado ao sistema de preparo convencional (EGHBALL e GILLEY, 1999; CASSOL et al., 2002; SHARPLEY et al., 2001; BUNDY et al., 2001; MOOG e WHITING, 2002; BERTOL et al., 2004). Deve-se considerar, no entanto, que a condição de relevo da área experimental era de baixa declividade (4,5 m m) e que as perdas de sedimentos verificadas neste trabalho correspondem apenas à erosão entressulco, na qual as referidas perdas são proporcionadas quase que exclusivamente pelo salpico das

gotas de chuva (FOSTER, 1982). Assim, pode-se afirmar que as perdas de sedimentos são substanciais, mesmo neste caso, principalmente levando-se em conta os valores acumulados nas três chuvas. Estas perdas podem ser creditadas em parte, ao fato de que parte da superfície do solo ficou desprotegida, com solo mobilizado pelo efeito da operação de semeadura. Outro fator que pode ter contribuído para estes resultados é o fato da operação de semeadura ter sido executada no sentido da pendente do terreno. Assim, os sulcos produzidos pelos mecanismos sulcadores da semeadora favoreceram a concentração e o deslocamento do escoamento superficial e, conseqüentemente, o transporte dos sedimentos.

FIGURA 13 - PERDAS DE SEDIMENTOS (Kg ha^{-1}) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL OCASIONADO POR TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).



Ainda que a quantidade total de sedimentos perdida pela erosão possa ter sido menor do que numa condição de solo manejado sob o sistema convencional de preparo, pode-se considerar que os efeitos ambientais fora do local de origem da erosão, decorrentes da acumulação desse material perdido, são importantes. A erosão entressulcos usualmente é mais seletiva do que a erosão em sulcos

(FOSTER, 1982) e, desse modo, os sedimentos transportados são predominantemente formados pelas frações mais finas do sedimento, portanto, de menor massa e densidade do que as frações grosseiras. As frações mais finas se constituem de partículas de argila e matéria orgânica, além de compostos húmicos, todos altamente ativos quimicamente e, por isso, em geral enriquecidos de elementos minerais adsorvidos (MCDOWELL e SHARPLEY, 2001; SHARPLEY et al., 2001; SHARPLEY, 1980). Essas frações poderão, assim, se constituírem em fonte de eutrofização dos mananciais de água onde se depositam (MCDOWELL e SHARPLEY, 2001; SHARPLEY et al., 2001; SIMARD et al., 2000).

6.2.3 Perda de sedimentos suspensos no escoamento superficial

A massa de sedimento suspenso na enxurrada produzida pela chuva C1 foi influenciada pelo tipo de adubo utilizado (TABELA 8). No entanto, na chuva C3, os tratamentos não foram capazes de exercer influência nos resultados. Assim, os valores obtidos seguem a mesma tendência da perda de sedimento na enxurrada e permitem afirmar que eles também podem ser explicados pelo volume de enxurrada gerado em cada chuva dentro de cada tratamento.

TABELA 8 - CONTRASTES DE MÉDIAS DA PERDA DE SEDIMENTO (g/PARCELA) SUSPENSO NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T),.

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	g/parcela				
C1	4,35±0,15	2,185±0,12	2,098±0,13	**	**
C2	nd	nd	nd		
C3	10,325±0,76	9,151±1,30	9,46±1,10	ns	ns
CONTRASTE					
C1 vs C3	**	**	**		

nd = não determinado; ns = não significativo pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

Na comparação das chuvas simuladas aplicadas, os valores da chuva C3 foram maiores do que da chuva C1, para todos os tratamentos, significando que a massa de sedimentos suspensos no escoamento superficial da chuva C3 foi maior do que na da chuva C1. No entanto, ao se relacionar os valores de perda de sedimentos na chuva C3, com os de perda de sedimentos na chuva C1 (TABELA 7),

e os valores de sedimentos suspensos na enxurrada da chuva C3 com os sedimentos suspensos na enxurrada da chuva C1 (TABELA 8), observa-se que, no primeiro caso, os valores da relação se situam entre 5,9 e 9,7 e, no segundo, os referidos valores se situam entre 2,4 e 4,5. Isto significa que, proporcionalmente, a enxurrada da chuva C3 apresentou maior quantidade de sedimentos de textura mais grossa do que a chuva C1. Este comportamento pode ser explicado pelas seguintes razões: a) os sedimentos mais finos foram, em grande parte, transportados pelas enxurradas ocasionadas pelas chuvas C1 e C2 (iniciais), em razão da maior disponibilidade inicial desses sedimentos e, também, devido à seletividade da erosão, uma vez que, quanto menor a intensidade da chuva, mais seletivo é o processo de transporte de sedimentos (SHARPLEY et al., 2001); b) a chuva C3, por ser mais intensa, produziu enxurrada com maior energia de transporte, do que as demais e portanto, removeu sedimentos mais grosseiros e de maior densidade, tendo em vista que a erosividade da chuva é dependente, fundamentalmente, da sua intensidade (FOSTER, 1982); c) o maior teor de umidade do solo, proporcionado pelas chuvas C1 e C2 (iniciais), diminuiu a resistência do solo à erosão e, com isso, favoreceu a remoção de partículas de solo de maior tamanho pela chuva C3.

A quantidade total de sedimentos exportados na forma suspendida no escoamento superficial pode ser considerada pequena. No entanto, esses sedimentos, ao serem transportados para mananciais, podem constituir-se em sério problema, devido à elevação da turbidez da água em consequência do movimento errático que apresentam em meio líquido (TUNDISI, 2001). A turbidez restringe a penetrabilidade da luz na massa de água e, como a presença de luz na água se constitui em fator de primordial importância para a preservação ecológica de mananciais, pode-se inferir que, quanto maior concentração de sedimentos finos suspensos na água, maior é a possibilidade de ocorrer degradação do ambiente aquático. Com efeito, as possibilidades de vida em um manancial, repousam, quase sempre, na qualidade de alimento orgânico sintetizado por atividade de algas e outros seres clorofilados, sendo que a realização da fotossíntese está na dependência direta da quantidade bem como da qualidade da luz que atinge os organismos fotossintetizantes (BRANCO, 1986).

Os resultados de perda tanto de sedimentos totais quanto suspensos na enxurrada, considerando as condições em que este trabalho foi desenvolvido,

evidenciam a necessidade do contenção do escoamento superficial em ambiente de semeadura direta. Esta necessidade fica ainda mais caracterizada para a condição de sedimentos suspensos na enxurrada, uma vez que segundo MOOG e WHITING (2002), este tipo de sedimento é retido com menor eficiência pelo sistema de semeadura direta.

6.2.4. Concentração de sedimentos no escoamento superficial

A concentração de sedimentos no escoamento superficial não foi influenciada pelos tratamentos, exceto na chuva C3, em que os valores da testemunha (T) foram menores do que dos demais tratamentos (TABELA 9). Os resultados indicam que a perda de sedimentos, de um modo geral, foi uma função do volume de água que escoou superficialmente.

TABELA 9 - CONTRASTES DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS (g L^{-1}) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	g L^{-1}				
C1	2,804±0,36	2,666±0,28	3,266±0,38	ns	ns
C2	2,354±0,22	2,313±0,13	2,785±0,13	ns	ns
C3	6,109±0,29	6,178±0,34	4,667±0,07	**	ns
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	**	**	ns		
C2 vs C3	**	**	**		

ns = não significativo pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

Na comparação entre chuvas, a concentração de sedimentos na enxurrada diferiu entre elas, em todos os tratamentos, exceto para a chuva C1, na qual essa variável não diferiu em relação à das demais chuvas, no tratamento T. Os resultados seguiram a mesma tendência verificada nos valores de perda de sedimentos, uma vez que as maiores concentrações de sedimentos foram produzidas pela chuva de maior intensidade, em todos os tratamentos. Assim, os dados apoiam as evidências de que as chuvas mais intensas proporcionalmente mobilizaram maior massa de partículas de textura grossa do que chuvas de menor intensidade. Estas evidências podem ser confirmadas observando-se a concentração de sedimentos na enxurrada

da chuva C3, a qual foi em torno de duas vezes maior do que aquelas das demais chuvas.

O transporte de sedimentos pela erosão hídrica, de um local a outro numa lavoura, em geral resulta em dois tipos de problema, a saber: a) empobrece as áreas de onde os sedimentos são retirados pela enxurrada, uma vez que a porção do solo transportado em geral é constituída das frações mais férteis, e; b) o aporte da enxurrada nos mananciais, contendo os sedimentos enriquecidos, proporciona desequilíbrio físico, químico e biológico à este locais, o que pode ser considerado, do ponto de vista ambiental, um empobrecimento, uma vez que eles passam a apresentar problemas de turbidez, eutrofização e assoreamento. Trabalhos têm mostrado que chuvas mais intensas têm uma ação diferenciada das chuvas de menor intensidade, no que se refere ao impacto que suas enxurradas exercem no ambiente onde se depositam (SHARPLEY et al., 2001; OWENS e EDWARDS, 1993; JANSEN et al., 1998). O escoamento superficial decorrente de chuva intensa, transportam, ao mesmo tempo, partículas coloidais, suspensas, as quais têm ação eutrofizante, e, por terem energia suficiente, transportam também sedimentos grosseiros, os quais causam rápido assoreamento dos mananciais.

6.2.5. Concentração de sedimentos suspenso no escoamento superficial

A concentração de sedimentos suspensos no escoamento superficial apresentou valores em torno da unidade (TABELA 10). As diferenças nos valores dos resultados não foram suficientes para serem detectados pelo método estatístico utilizado na sua interpretação, com exceção chuva C3, cuja média de concentração de sedimentos na enxurrada do tratamento D foi superior à do tratamento NPK. Assim, de modo geral, tanto os tipos de adubo utilizados quanto as diferentes chuvas aplicadas não influenciaram a concentração de sedimentos suspensos na enxurrada superficial.

TABELA 10 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTOS (g L^{-1}) NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	g L^{-1}				
C1	1,009 \pm 0,06	1,026 \pm 0,06	0,949 \pm 0,04	ns	ns
C2	nd	nd	nd		
C3	0,830 \pm 0,03	1,052 \pm 0,05	1,039 \pm 0,06	ns	*
CONTRASTE					
C1 vs C3	ns	ns	ns		

nd = não determinado; ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F.

Com base na constatação de que a concentração dos sedimentos na enxurrada da chuva C3 foi maior do que a concentração na enxurrada da chuva C1, e que a maior concentração de sedimentos na chuva C3 decorreu da maior presença na enxurrada de sedimentos de maior tamanho, pode-se afirmar que em relação as chuvas de menor intensidade, as chuvas mais intensas tem maior capacidade de mobilizar sedimentos maiores. Porém a intensidade da chuva não tem o mesmo efeito sobre o transporte de sedimentos menores, o que pode ser explicado pelo fato de que estes, por apresentarem menor massa, são transportados mesmo pelo fluxo delgado da água formado pelas chuvas de menor intensidade, o que não ocorre com os sedimentos grosseiros.

6.3. PERDA DE NUTRIENTES NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL

6.3.1. Concentração de fósforo total no escoamento superficial

A concentração de P total (PT) no escoamento superficial teve influência significativa dos tratamentos (TABELA 11). Em todas as chuvas, no tratamento D, as concentrações de PT nas enxurradas foram cerca de três vezes maiores do que nas enxurradas dos tratamentos NPK e T. Isto evidencia que o solo que recebeu dejetos líquido de suíno propiciou maior suscetibilidade do solo para perder P, em relação ao solo que recebeu NPK. Isto significa, ainda, que a transferência de P para o solo por meio de dejetos líquido de suíno apresenta maior risco ambiental do que no caso da referida transferência ser feita por uma fonte inorgânica de P. Tal comportamento pode ter ocorrido pelo transporte através da enxurrada, do dejetos suíno que

permaneceu na superfície e da maior solubilidade do P contido no dejetos líquido de suíno do que no NPK e do que no solo nativo. WITHERS et al. (2001), avaliando as perdas de P aplicado no solo na forma de dejetos líquido de bovino, adubo mineral e lodo de esgoto, constataram que na condição de dejetos líquido de bovino, o P foi mais solúvel. Isto evidencia o risco que podem representar as chuvas de menor intensidade nas perdas de P (QUINTON et al., 2001), especialmente quando apresentam volumes suficientes para gerar enxurrada e, ainda, quando precipitam imediatamente após a aplicação de dejetos suíno na superfície do solo.

TABELA 11 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE P TOTAL (PT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de PT -----				
C1	$9,42 \pm 1,10$	$3,16 \pm 0,46$	$2,16 \pm 0,38$	**	**
C2	$6,87 \pm 0,81$	$2,09 \pm 0,25$	$2,01 \pm 0,34$	**	**
C3	$13,48 \pm 1,62$	$5,31 \pm 0,45$	$3,84 \pm 0,74$	**	**
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	ns	Ns	Ns		
C2 vs C3	**	**	*		

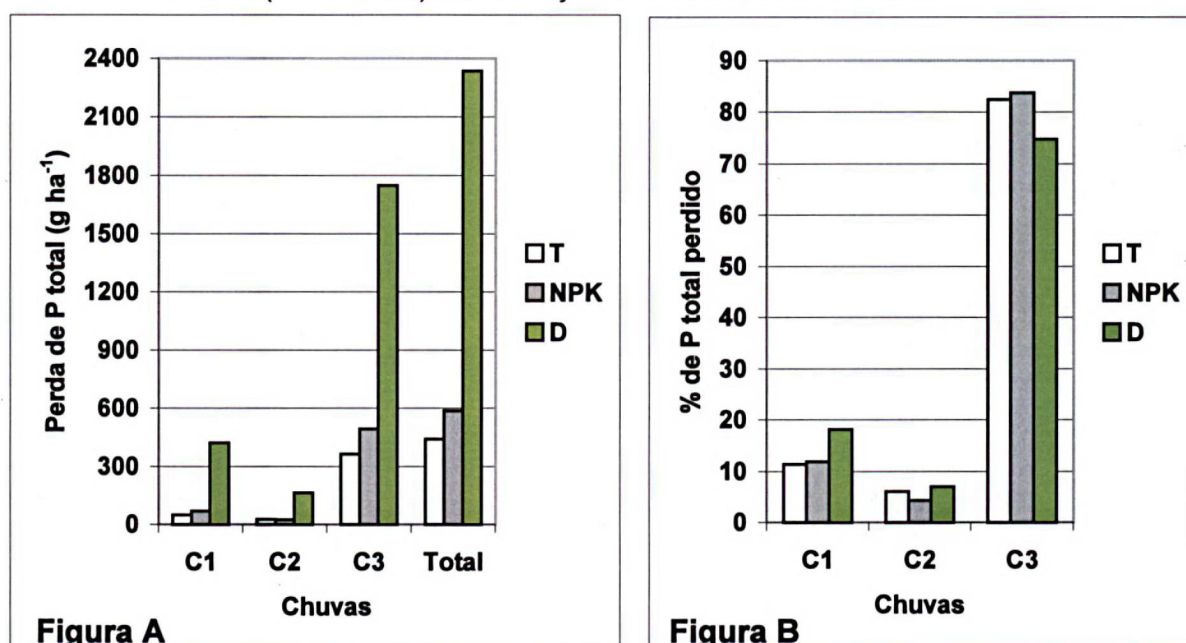
ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

Na comparação entre as chuvas simuladas aplicadas, observam-se, em todos os tratamentos, que as concentrações de PT na chuva C3 foram maiores do que nas chuvas C1 e C2, as quais não diferiram entre si. Analisando-se a relação da concentração do PT na enxurrada da chuva C3 com a da chuva C1 (maior intensidade), observa-se que na chuva C3 as referidas concentrações foram em torno de 1,4; 1,7 e 1,8 vezes maiores do que na chuva C1, para os tratamentos D, NPK e T, respectivamente. Estes dados evidenciam o efeito da intensidade da chuva na concentração de PT na enxurrada superficial. SHARPLEY et al. (1994) também observaram maior efeito das chuvas de maior intensidade nas perdas de P com a enxurrada.

A maior suscetibilidade do dejetos líquido de suíno, em perder P através do escoamento superficial, em relação às demais fontes de P testadas, é melhor evidenciada quando se estima a quantidade do elemento perdido em um hectare (FIGURA 14 - A). A quantidade de P aplicado nas parcelas, com o dejetos líquido de

suíno (1,677 g), foi menor do que a quantidade aplicada com o adubo mineral (2,142 g), no tratamento NPK. Mesmo assim, as perdas do elemento, neste tratamento, foram cerca de 6; 6,5 e; 3,5 vezes maiores do que as perdas ocorridas no tratamento NPK, respectivamente nas chuvas C1, C2 e C3. Verifica-se, por outro lado, que, as diferenças de perda de PT entre o tratamento D e os demais foram mais acentuadas nas chuvas iniciais (C1, C2) do que na última chuva (C3). Em termos relativos, na chuva C1, o PT perdido no tratamento D correspondeu a 18,1% do PT perdido na somatória das chuvas, enquanto nos demais tratamentos a referida perda relativa situou-se em 11% (FIGURA 14 – B). Na chuva C3, por outro lado, o comportamento foi inverso, ou seja, o tratamento D apresentou perda de PT de 74,9 % em relação ao montante perdido na somatória das chuvas, enquanto os demais tratamentos tiveram perdas em torno de 83% do referido montante.

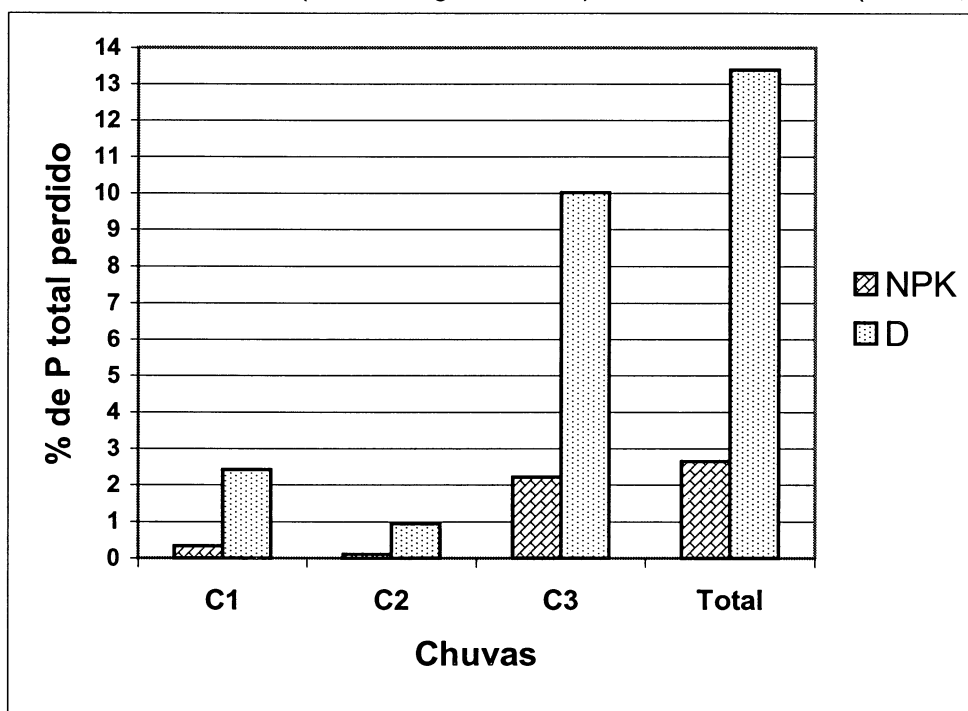
FIGURA 14 - P TOTAL (g ha^{-1}) PERDIDO (GRÁFICO A) COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T) (VALORES ESTIMADOS PARA 1 ha), E PERCENTAGEM (%) DE PERDA EM CADA CHUVA (GRÁFICO B) EM RELAÇÃO AO TOTAL DAS CHUVAS.



Considerando as perdas de P como PT, em relação a quantidade aplicada nas parcelas como dejetos líquidos de suíno e como adubo mineral, observa-se que na enxurrada de todas as chuvas, o percentual das perdas foram expressivamente mais elevadas para a condição de P aplicado como dejetos do que como NPK (FIGURA

15). Ao se analisar as perdas de PT acumuladas nas enxurradas das três chuvas, no tratamento D, as quais equívalem a 13,4% do P aplicado no solo, pode-se considerar que as referidas perdas foram pouco expressivas, tanto do ponto de vista agrônômico quanto financeiro. SHARPLEY et al. (2001) afirmam que as perdas de P com a enxurrada são geralmente menores do que 10% do elemento aplicado na forma de adubo. Em relação ao efeito ambiental, no entanto, as perdas de P com a enxurrada em geral causam um importante impacto no local onde os produtos da erosão se depositam (ALBERTS e SPOMER, 1985). No presente trabalho, a importância ambiental das perdas de PT por escoamento superficial fica evidente ao se estabelecer a relação dos valores limites de concentração de PT nas águas ($0,02 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, para causar eutrofização em águas doces da classe 1 de ambiente lântico e ambiente lótico, respectivamente – BRASIL, 2005) e com os valores das concentrações de PT presentes nas enxurradas dos diversos tratamentos. Constata-se que a maior e a menor concentração de PT na enxurrada foram respectivamente 674 e 101 vezes maior do que o valor crítico para eutrofizar as águas de lagos e, para eutrofizar as águas de rios, foi respectivamente 135 e 20 vezes maior. Análises realizadas pela Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, em amostras de água coletadas nos rios Toledo e Alívio no dia 06 de dezembro de 2004, acusaram concentração de P de $1,291$ e $0,478 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, sendo que nesta região, segundo dados do Instituto Tecnológico SIMEPAR, nos 10 dias anteriores a coleta das amostras, houve a ocorrência de duas chuvas que totalizaram 63,4 mm. Os rios amostrados localizam-se na região de abrangência deste trabalho, sendo a maioria das áreas das bacias destes rios, ocupadas com explorações agrícolas conduzidas através do sistema de semeadura direta. Os resultados das análises, portanto, indicam que as concentrações de P nas águas dos rios pesquisados foram em torno de 13 vezes e 5 vezes, respectivamente, superiores ao limite crítico para eutrofizar águas de rios da classe 1, permitindo considerar estes resultados como um indicativo da capacidade da enxurrada proveniente de áreas agrícolas, em eutrofizar as águas de superfície, constituindo-se, portanto, em um indicando da necessidade da adoção de medidas de controle da erosão hídrica em lavouras conduzidas sob o sistema de semeadura direta.

FIGURA 15 - PERCENTAGEM (%) DE P TOTAL (PT) PERDIDO COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), EM RELAÇÃO A QUANTIDADES DE P APLICADO NO TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 1,677 g/PARCELA) E ADUBO MINERAL (NPK= 2,142 g/PARCELA).



As perdas de PT, consideradas elevadas do ponto de vista ambiental, podem, em parte, serem creditadas ao tipo de solo e ao sistema de manejo do solo da área experimental. BAKER e RICHARDS (2002) e ANDRASKI e BUNDY (2003), constataram maior perda de P em solos argilosos, em relação a solos de textura mais grossa. Segundo os autores, isto decorreu do transporte de maior quantidade de partículas de argila, mais ativas quimicamente e, por isso, enriquecidas com P. Por outro lado, em condições de semeadura direta há a possibilidade da enxurrada ser mais rica em P uma vez que este sistema de manejo favorece a concentração do P na superfície do solo em relação ao preparo convencional (LAFLEN e TABATABAI, 1984; SOILEAU et al., 1994; KIMMELL et al., 2001). É necessário considerar ainda que contribuíram para os resultados, as condições propícias de perdas (operação de semeadura realizada no sentido da maior declividade do terreno).

6.3.2. Concentração de fósforo solúvel reativo no escoamento superficial

A concentração de P solúvel reativo (PSR) no escoamento superficial das três chuvas simuladas foi influenciada pelos tipos de adubos utilizados, tendo sido maior no tratamento D do que nos demais tratamentos (TABELA 12), num comportamento semelhante ao da concentração do PT na enxurrada, no entanto, com diferenças mais acentuadas entre os tratamentos. Assim, as concentrações de PSR no tratamento D foram em torno de 5 a 8 vezes maiores do que no tratamento NPK e de 12 a 20 vezes maiores do que no tratamento T. As diferenças se revestem de maior importância ao se considerar que a quantidade de P aplicado através do dejetos líquido de suíno foi menor do que por meio do adubo mineral. Portanto, o dejetos líquido de suíno propiciou maior perda de P na forma solúvel reativa, em relação ao total do elemento perdido por erosão. O comportamento destes dados discorda dos resultados obtidos por EGHBALL e GILLEY (1998). Estes autores observaram que a concentração de PSR na enxurrada foi maior quando o solo foi tratado com adubo mineral do que com adubo orgânico oriundo de dejetos bovino. No entanto, os dados concordam com BUNDY et al. (2001) que constataram maiores concentrações de PSR na enxurrada provinda de solo manejado com semeadura direta tratada com dejetos bovino, em comparação ao mesmo sistema de manejo do solo tratado com outros adubos.

TABELA 12 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE P SOLÚVEL REATIVO (PSR) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS TESTES CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETOS LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de PSR -----				
C1	4,93 \pm 0,36	0,83 \pm 0,045	0,21 \pm 0,05	**	**
C2	3,53 \pm 0,43	0,74 \pm 0,06	0,25 \pm 0,06	**	**
C3	4,07 \pm 0,22	0,48 \pm 0,09	0,35 \pm 0,05	**	**
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	*	*	ns		
C2 vs C3	ns	*	ns		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

A concentração do fósforo solúvel reativo no escoamento superficial dos tratamentos D e NPK teve um comportamento inverso ao da concentração do fósforo

total na enxurrada. A concentração do PT aumentou com o aumento da intensidade da chuva nestes dois tratamentos, enquanto a concentração do PSR diminuiu. Observa-se, ainda, que, no tratamento NPK, a diminuição da concentração do PSR foi mais acentuada do que no tratamento D, uma vez que, na chuva C1, a referida concentração foi aproximadamente o dobro daquela na chuva C3. No tratamento D, o referido decréscimo foi menos acentuado. Estes resultados podem ter ocorrido por duas razões, a saber: a) solubilização mais rápida do P contido no adubo NPK, em relação ao P do dejetado líquido de suíno, transferindo grande parte do PSR para o escoamento superficial já na primeira chuva; b) menor adsorção do PSR originário do dejetado de suíno pelos sedimentos presentes na enxurrada, em relação ao PSR originário do adubo NPK.

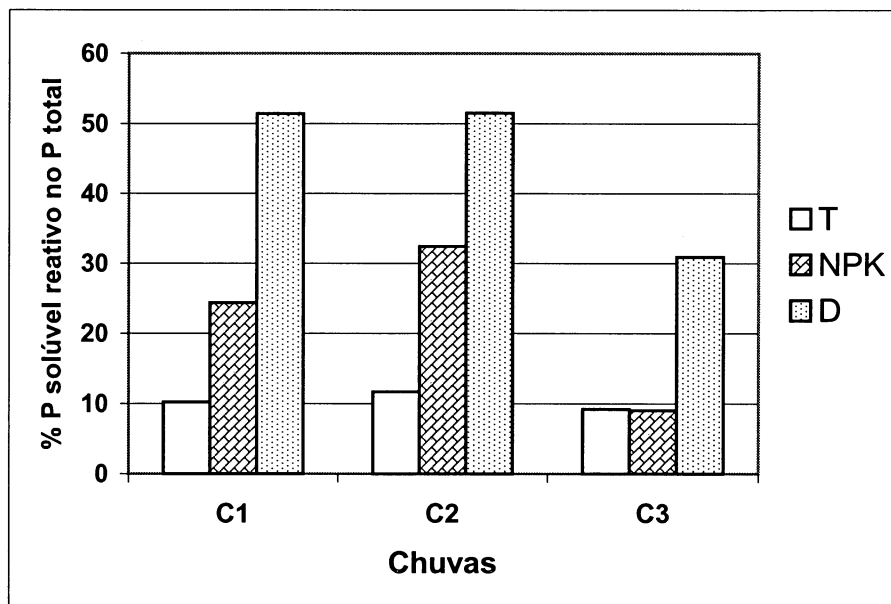
A intensidade das chuvas simuladas aplicadas exerceu menor influência na concentração do P solúvel reativo do que no P total na enxurrada. No tratamento NPK, a concentração de PSR no escoamento superficial das chuvas C1 e C2, sem diferença entre si, foram maiores do que na chuva C3 e, no tratamento D, a concentração na chuva C1 diferiu das concentrações das chuvas C2 e C3. Estes resultados evidenciam a tendência de maior concentração do PSR nas enxurradas das chuvas iniciais, para as condições de solo adubado com NPK e com dejetado líquido de suíno, em relação ao solo não adubado, independente da intensidade da chuva. Isto contraria os resultados obtidos por BUNDY et al. (2001), os quais encontraram baixa concentração de PSR na enxurrada ocasionada por chuvas de baixa intensidade. Por outro lado, os dados concordam parcialmente com EGHBALL e GILLEY (1999), em cujo trabalho os autores observaram que a concentração do PSR originário de adubo orgânico aumentou na enxurrada com o aumento do volume de chuvas, enquanto para o PSR originário de adubo inorgânico a referida concentração diminuiu com o aumento das chuvas.

A diminuição da concentração do PSR no escoamento superficial da chuva C3, em relação as chuvas C1 e C2, nos tratamentos D e NPK, pode ser explicada pelas seguintes razões: a) a maior concentração de sedimentos na enxurrada da chuva C3 proporcionou diminuição da concentração do PSR, conforme constatado também por SHARPLEY et al. (1992) e, por sua vez, a maior disponibilidade de sedimentos na enxurrada provavelmente adsorveu parte do PSR presente no meio; e b) as enxurradas das chuvas iniciais provavelmente removeram do solo a maior

parte do PSR presente nos adubos dejetos líquido de suíno e NPK, restando, para as enxurradas das chuvas finais, uma pequena parte do elemento.

A participação do P solúvel reativo (PSR) no P total (PT), foi acentuadamente maior no escoamento superficial do tratamento dejetos líquido de suíno do que nos demais, para as três chuvas, sendo, ainda, no tratamento NPK, maior do que no tratamento T, exceto para chuva C3 (FIGURA 16). Na comparação entre chuvas, verifica-se que houve maior relação dessas duas formas de P nas enxurradas das chuvas iniciais do que na última chuva, nos três tratamentos. Nas enxurradas das chuvas C1 e C2 do tratamento D, a participação do PSR no PT foi em torno de 50%, enquanto na chuva C3 essa participação foi de 30%. Este comportamento indica que, no dejetos líquido de suíno, o percentual do PT que estava na forma solúvel reativa era expressivamente maior do que no tratamento NPK e do que no solo nativo e, ainda, que o P estava facilmente disponível para o transporte, uma vez que as maiores perdas ocorreram nas chuvas iniciais que eram de menor intensidade. Pode-se afirmar, ainda, que, a menor quantidade de solo transportado pelas enxurradas das chuvas iniciais, em relação a chuva final, colaborou para esses resultados. O P total é o somatório do P solúvel reativo e do P particulado e, este último, está relacionado com a quantidade de sedimentos perdidos (SIMARD et al., 2000; CORRELL, 1998; DANIEL et al., 1998; EGHBALL e GILLEY, 2001). Assim, um menor volume de sedimento perdido corresponde, proporcionalmente a uma menor quantidade de P particulado perdido e, em consequência, uma maior quantidade de PSR igualmente perdido.

FIGURA 16 - RELAÇÃO PSR/PT (%) PERDIDOS COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

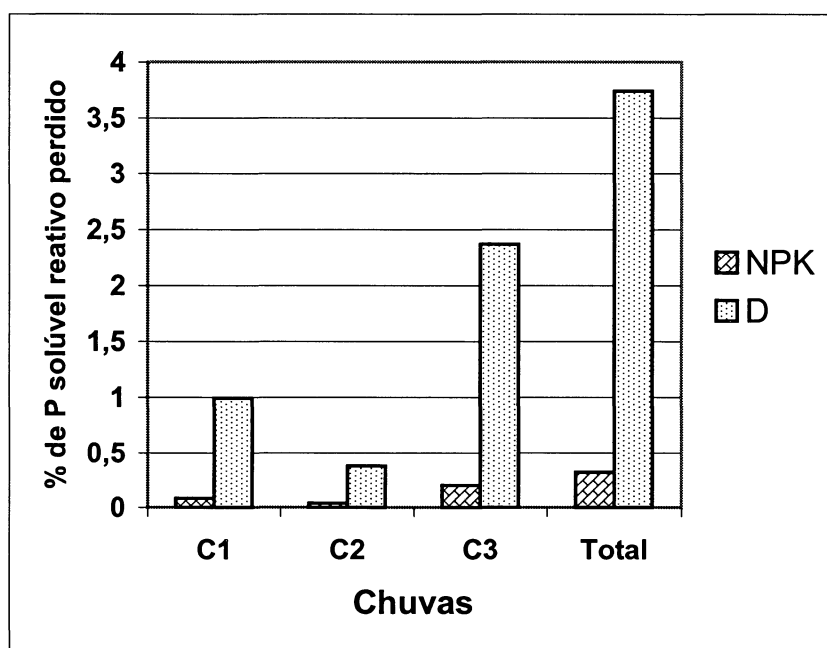


A elevada relação PSR/PT na enxurrada da erosão oriunda de solo tratado com adubo orgânico também foi constatada por outros autores. ZHAO et al. (2001) verificaram que no caso do dejetos bovino colocado na superfície, sem incorporação, a perda de PT pela enxurrada, na forma de PSR, foi de 64%. EBELING et al. (2002), utilizando chuva simulada em condições de semeadura direta, adubada com uma dose de P considerada alta (108 Kg ha^{-1}), aplicado na superfície do solo através de dejetos bovino, constataram que a relação PSR/PT foi de 69%. Segundo os autores, os resultados indicam que uma excessiva aplicação de P exacerba a perda de PSR na enxurrada, ocasionando uma proporção maior da forma P solúvel reativo no PT.

No caso do dejetos líquido de suíno, as perdas de P solúvel reativo em relação ao total de P aplicado no solo, foi maior do que no caso do NPK (FIGURA 17), apesar da quantidade de P aplicado no solo na forma de NPK ter sido maior do que na forma de dejetos líquido de suíno. Este comportamento ocorreu no escoamento superficial de todas as chuvas, tendo sido mais notório na chuva C1. Levando-se em conta que a maior perda de PSR ocorreu no tratamento D, e que as referidas perdas acumuladas nas enxurradas das três chuvas deste tratamento foram de 3,74% do P total aplicado, pode-se considerar que elas foram baixas do ponto de vista agrônomo e econômico. Do ponto de vista ambiental, por outro lado, as referidas perdas podem ser consideradas expressivas, especialmente porque o P

solúvel reativo é a forma do elemento mais prontamente disponível para os organismos aquáticos, podendo ter, portanto, um forte impacto de curto prazo na eutrofização das águas (DANIEL et al., 1998; SHARPLEY et al., 1994). Como foi demonstrado para o caso do PT, a importância ambiental das perdas de PSR pode ser demonstrada e fica evidente ao se estabelecer a relação entre os valores limites para causar eutrofização nas águas doces da classe 1 de ambiente lântico e ambiente lótico e as concentrações de PB presentes nas enxurradas dos tratamentos. Assim, a relação entre o maior e o menor valor de concentração de PSR no escoamento superficial e o valor crítico para eutrofizar as águas de ambiente lântico foi respectivamente de 247 e 11 vezes e, para eutrofizar a água de ambiente lótico foi respectivamente de 49 e 2 vezes. Estes valores de relação permitem considerar, ainda, que a concentração de PSR na enxurrada do solo nativo foi alta, mesmo tendo sido os menores da relação, justificando, portanto, medidas de contenção do escoamento superficial nas lavouras, por ser o escoamento superficial o veículo de transporte do PSR.

FIGURA 17 - PERCENTAGEM (%) DE P SOLÚVEL REATIVO (PSR) PERDIDO COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), EM RELAÇÃO A QUANTIDADES DE P APLICADO NO TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 1,677 g/PARCELA) E ADUBO MINERAL (NPK= 2,142 g/PARCELA).



As elevadas perdas de PSR, podem ser explicadas, em parte, pelo tipo de solo e pelo sistema de manejo adotado, a semelhança do que foi considerado para o PT. No caso do PSR, pode-se afirmar que o sistema de manejo do solo teve um maior significado do que ocorrerá no caso do PT, sobre esses resultados, uma vez que a semeadura direta favorece o acúmulo de resíduos vegetais na superfície do solo. Isto possibilitou a lixiviação de P dos tecidos vegetais, na forma solúvel reativo, colaborando para elevar a sua concentração na camada superficial do solo, de acordo com o que foi constatado por SIMARD et al. (2000), SHARPLEY et al. (1981). A maior disponibilidade de P no solo, por sua vez, segundo DANIEL et al. (1998), aumenta o potencial de perda de P solúvel reativo pela enxurrada.

6.3.3. Concentração de fósforo particulado no sedimento do escoamento superficial

A concentração de P particulado (PP) na enxurrada foi maior no tratamento D do que nos demais, em todos os escoamentos superficiais das chuvas simuladas (TABELA 13). Na comparação dos dados entre tratamentos, verifica-se que no tratamento D os valores foram duas vezes maiores do que nos demais, entre os quais não houve diferença.

TABELA 13 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) P PARTICULADO (PP) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	mg L^{-1} de PP				
C1	$4,49 \pm 0,84$	$2,34 \pm 0,47$	$1,96 \pm 0,37$	ns	*
C2	$3,33 \pm 0,04$	$1,35 \pm 0,20$	$1,76 \pm 0,29$	ns	**
C3	$9,41 \pm 1,42$	$4,83 \pm 0,43$	$3,49 \pm 0,79$	*	**
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	ns	ns	ns		
C2 vs C3	**	**	*		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

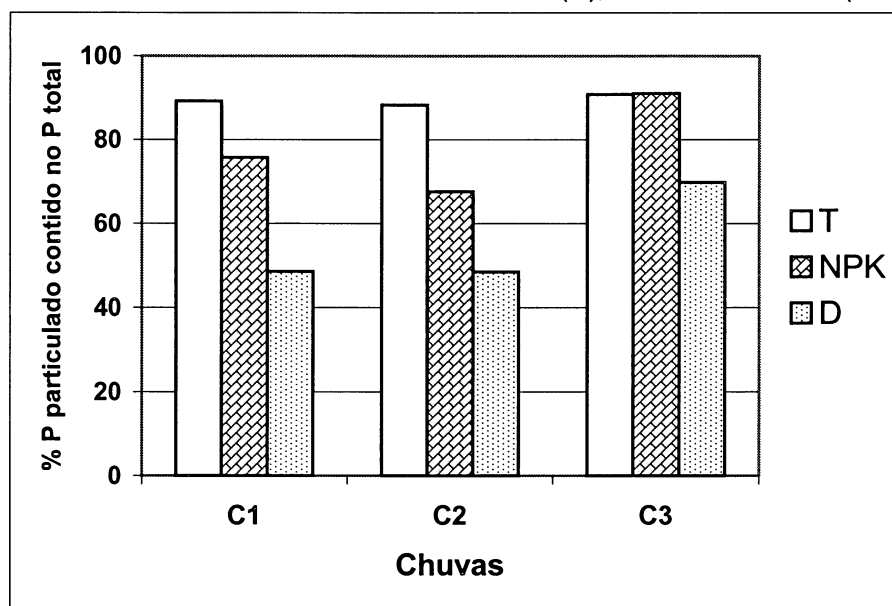
Os maiores valores de concentração do PP no tratamento D, podem ser explicados, em parte, pela grande quantidade da porção sólida do dejetos de suíno, rica em P, transportada pelo escoamento superficial. Também pode ter concorrido

para estes resultados, a adsorção do P por colóides de argila e matéria orgânica presentes na enxurrada (SOILEAU et al., 1994), bem como o efeito combinado do sistema de manejo de solo ao qual área experimental foi submetida, com o maior volume de enxurrada formado no tratamento D. Sabe-se que a semeadura direta favorece a estruturação do solo, formando agregados mais estáveis e de maior tamanho, especialmente na superfície (ELTZ et al., 1989). Sabe-se, também, que o dejetos líquido entra no solo preferencialmente pelos grandes poros presentes nos grandes agregados (BHATNAGAR et al., 1985). Assim, o maior volume de enxurrada formado no tratamento D, o qual transportou maior quantidade de sedimentos em relação aos demais tratamentos, possivelmente transportou grande quantidade de agregados grandes, enriquecidos com P.

A chuva C3 proporcionou maior concentração de PP na enxurrada do que as demais chuvas, para todos os tratamentos. Os resultados podem ser explicados pelo fato de que esta chuva transportou maior quantidade de solo, e no caso do tratamento D, da porção sólida do dejetos de suíno, uma vez que produziu o maior volume de enxurrada, em todos os tratamentos, confirmando a importância do fator transporte como mecanismo de exportação de P na forma particulada, conforme constatado por SIMARD et al. (2000), DANIEL et al. (1998), SHARPLEY et al. (1994) e SHARPLEY et al. (1993). Isso possibilitou que o fator transporte exercesse grande influência nas perdas de PP do solo, uma vez que a desagregação e exportação das frações mais finas do solo (argila e matéria orgânica), resulta em um material erodido com maior conteúdo de P do que o solo fonte (SHARPLEY et al., 1994).

A quantidade de P particulado (PP) dentro do P total (PT), foi proporcionalmente bem mais elevada nos tratamentos NPK e T do que no tratamento D, (FIGURA 18). Na comparação entre chuvas, a chuva C3 teve uma participação proporcionalmente maior do PP no PT, em relação às demais chuvas para os tratamentos D e NPK. Estes resultados confirmam a grande contribuição do dejetos líquido de suíno no PSR nas enxurradas deste tratamento, em particular nas chuvas C1 e C2, já que, nelas, as enxurradas apresentaram maior quantidade de sedimentos no tratamento D do que nos demais. Isto poderia resultar em maior proporção do PP no PT no tratamento D, do que a verificada, uma vez que o PP está relacionado ao sedimento (SHARPLEY et al., 1987; GINTING et al., 1998; SHARPLEY et al., 2001).

FIGURA 18 - RELAÇÃO PP/PT (%) PERDIDOS COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

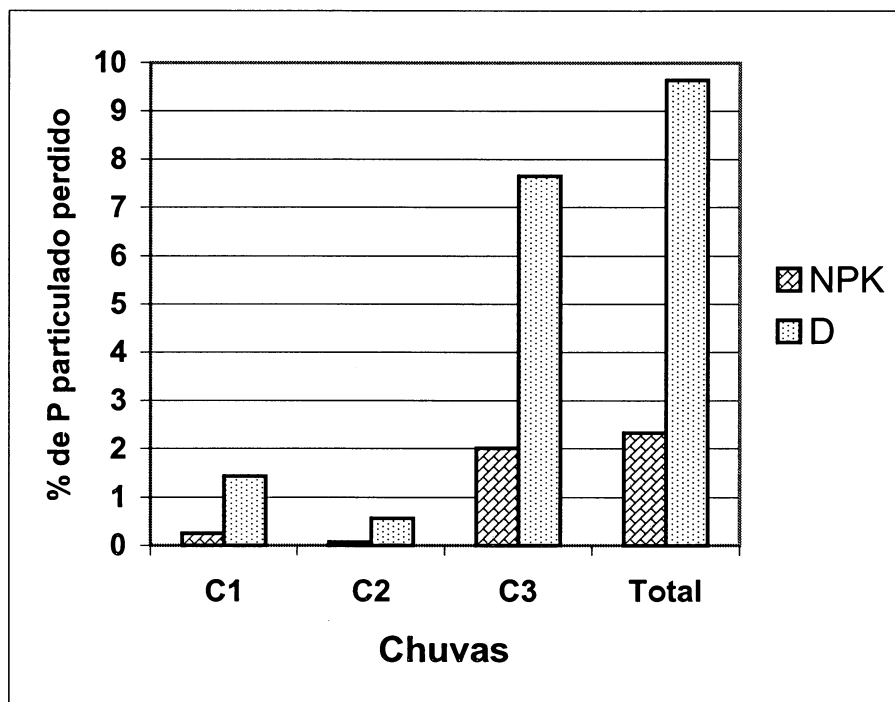


A relação PP/PT pode ser considerada elevada, independente do tratamento e da chuva simulada aplicada, uma vez que praticamente todos os valores situaram-se acima de 50%. Este comportamento pode ser creditado aos seguintes efeitos, atuando combinadamente: a) transporte pela enxurrada de parte das partículas sólidas do dejetos de suíno, ricas em P e b) operação de semeadura realizada imediatamente antes da aplicação dos tratamentos e das chuvas simuladas, o que facilitou o transporte de partículas de solo, partículas estas que segundo CONTE et al. (2003), possuem grande capacidade de adsorção de ânions, como os fosfatos, quando o solo é altamente intemperizado. ZHAO et al. (2001), trabalhando com dejetos bovino colocado na superfície do solo, sem incorporação, constataram que, do total do P perdido, 36% ocorreu na forma particulada. No tratamento em que o referido dejetos foi incorporado ao solo, por outro lado, 91% do P perdido era particulado. Segundo os autores, o distúrbio ocorrido no solo favoreceu o transporte de sedimento pela erosão, facilitando a perda do P na forma particulada. Os resultados concordam com os de outros autores, particularmente para a condição de solo natural. SHARPLEY et al. (1987) constataram, avaliando as perdas de diferentes formas de P em solos naturais, em diferentes microbacias hidrográficas, que a participação do PP no PT foi de 75%. ANDRASKI e BUNDY (2003), avaliando

a perda de diferentes formas de P em condições de solo natural, também constataram que a maior parte do PT perdido estava na forma particulada. BAKER et al. (2002), igualmente avaliando as perdas de P em condições de solo natural, constataram que 80% do PT transportado pela enxurrada era particulado.

A perda de P na forma particulada, em relação ao P total aplicado no tratamento NPK, na forma de adubo inorgânico e, no tratamento D, na forma de adubo orgânico, foi expressivamente maior para este último (FIGURA 19). Em termos absolutos, as perdas de P na forma particulada também podem ser consideradas pouco expressivas, em relação as quantidades aplicadas no solo com os tratamentos. Porém, conforme já considerado para o P total e solúvel reativo, as referidas perdas adquirem importância quando considerados os seus efeitos ambientais, quando levados em conta os valores limites para causar eutrofização nas águas doces da classe 1 de ambiente lântico e ambiente lótico. Assim, ao estabelecer-se a relação entre estes valores limites e as concentrações de PP, observa-se que entre o maior e o menor valor de concentração de PP na enxurrada e o valor crítico para eutrofizar a água de ambiente lântico, a relação é respectivamente de 471 e 68 vezes e, para eutrofizar a água de ambiente lótico, a referida relação é respectivamente de 94 e 14 vezes. Portanto, considerando-se estes parâmetros, pode-se afirmar que as concentrações nas enxurradas de todos os tratamentos, em todas as chuvas, são elevadas. É necessário considerar ainda que embora o PP seja considerado uma fonte potencial de eutrofização no longo prazo, para a condição dos solos que receberam adubação, até 70% do PP pode estar na forma prontamente disponível para os organismos aquáticos (SONZOGNI et al., 1982). Isto colabora com a justificativa da necessidade do controle da erosão nas lavouras conduzidas sob o sistema de semeadura direta.

FIGURA 19 - PERCENTAGEM (%) DE P PARTICULADO (PP) PERDIDO COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), EM RELAÇÃO A QUANTIDADES DE P APLICADO NO TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 1,677 g/PARCELA), ADUBO MINERAL (NPK= 2,142 g/PARCELA).



6.3.4. Concentração de fósforo particulado no sedimento suspenso no escoamento superficial

Os tratamentos influenciaram a concentração de P particulado nos sedimentos suspensos no escoamento superficial (PPss) (TABELA 14). Em todas as chuvas, a concentração de P particulado nos sedimentos foi maior no tratamento D do que nos demais tratamentos, possivelmente em razão de uma grande quantidade de partículas sólidas do dejetos suíno suspensas na enxurrada, ricas em P. No tratamento NPK, por sua vez, os valores foram maiores do que no tratamento T. Estes resultados podem ser explicados pelas características do sedimento suspenso na enxurrada, os quais são constituídos de partículas coloidais com capacidade para adsorver ânions solúveis na enxurrada, como os fosfatos. O fato da enxurrada do tratamento D ter apresentado maior concentração de P solúvel reativo do que a enxurrada do tratamento NPK e, este, maior do que a do tratamento T, demonstra que, possivelmente, os sedimentos suspensos adsorveram o P aplicado na forma de adubo, independentemente se ele estava no solo ou suspenso na enxurrada.

TABELA 14 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE P PARTICULADO NOS SEDIMENTOS SUSPENSO (PPSS) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVA SIMULADA (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

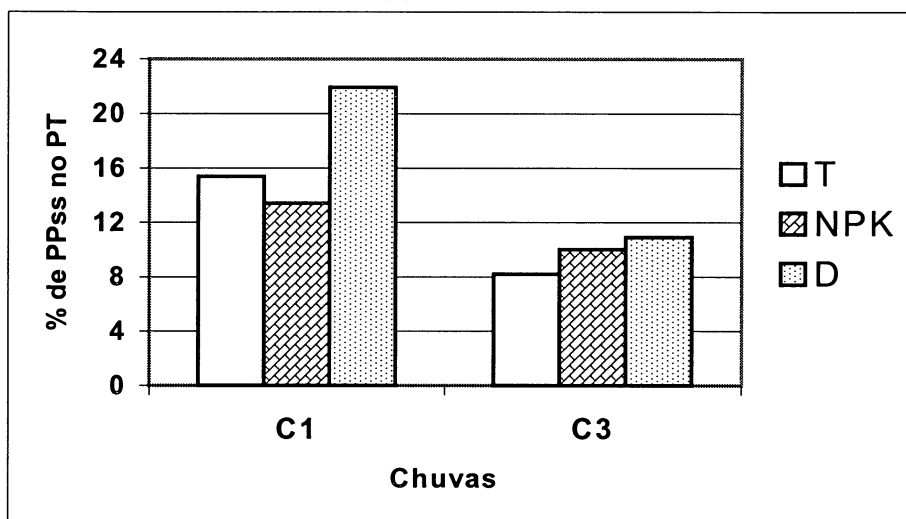
CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	mg L^{-1} de PPss				
C1	$2,01 \pm 0,49$	$0,49 \pm 0,13$	$0,27 \pm 0,03$	*	**
C2	nd	nd	nd		
C3	$1,27 \pm 0,18$	$0,55 \pm 0,14$	$0,30 \pm 0,04$	**	**
CONTRASTE C1 vs C3	ns	ns	ns		

nd = não determinado; ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

As chuvas não influenciaram a concentração do PPss, cujo comportamento confirma o argumento de que a maior concentração de PP nos tratamentos D e NPK ocorreu em decorrência da sorção de P pelos sedimentos grosseiros transportados pela enxurrada daqueles tratamentos.

A quantidade de P particulado contida nos sedimentos suspensos na enxurrada, em relação ao P total, foi substancialmente maior no tratamento D do que nos demais, na chuva C1 (FIGURA 20), tendo tido, portanto, um comportamento inverso em relação ao que ocorrera com o PP. Isto indica uma maior disponibilidade de P solúvel no tratamento D, possibilitando aos sedimentos suspensos na enxurrada adsorver uma maior quantidade de P do dejetos de suíno do que do adubo mineral e do que aquele do solo nativo. Na chuva C3, por outro lado, os tratamentos apresentaram proporções semelhantes de PPss em relação a PT, com um valor ligeiramente menor no tratamento T do que nos demais. Na comparação entre chuvas, a chuva C1 apresentou, para todos os tratamentos, maiores proporções de PPss em relação a PT do que na chuva C3, principalmente no tratamento D. Estes resultados indicam que a maior quantidade de sedimento grosseiro transportado na enxurrada contribuiu proporcionalmente mais para a perda de P na forma de PT.

FIGURA 20 - RELAÇÃO PPss/PT (%) PERDIDOS COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).



A concentração do P particulado determinada apenas nos sedimentos suspensos foi substancialmente menor do que aquela determinada em toda a massa de sedimentos. No entanto, se forem considerados os valores limites para causar eutrofização nas águas doces da classe 1 de ambiente lântico e ambiente lótico, as concentrações de PPss nas enxurradas das chuvas analisadas podem ser consideradas altas. Ao se estabelecer a relação entre os valores considerados limites e as concentrações de PPss, tem-se que a relação entre o maior e o menor valor de concentração deste elemento no sobrenadante da enxurrada em todos os tratamentos, e o valor crítico para eutrofizar a água de ambiente lântico, foi respectivamente de 101 e 14 vezes e, para eutrofizar a água de ambiente lótico, foi respectivamente de 20 e 3 vezes. A importância ambiental das perdas de P na forma particulada em sedimentos suspensos adquire maior importância quando se considera a capacidade deste tipo de sedimento em servir de veículo para o transporte de P para locais distantes daqueles de onde o escoamento superficial aportou no manancial, principalmente quando se trata de um rio. Pode-se afirmar, assim, que, para a condição do PPss, os valores das relações recém consideradas são altos e foram influenciados também pela concentração de PP no solo nativo. Os resultados, portanto, também justificam a necessidade da adoção de medidas de contenção da enxurrada nas lavouras, por ser a enxurrada o veículo de transporte dos sedimentos nela suspensos.

6.3.5. Concentração de nitrogênio total no escoamento superficial

A utilização do dejetos líquido de suíno proporcionou uma maior concentração de N total (NT) no escoamento superficial das chuvas C1 e C3 (TABELA 15) do que o adubo mineral. O resultado da chuva C1 reflete a grande quantidade de N aplicado no tratamento dejetos de suíno, o qual foi em torno de 38 vezes maior do que a quantidade de N aplicado na forma de adubo mineral. A chuva C2 proporcionou enxurrada com concentrações do NT iguais entre os tratamentos, o que pode significar o efeito combinado da diminuição pela chuva C1 da disponibilidade do elemento no dejetos suíno, com a menor capacidade da chuva C2 em removê-lo e transportá-lo, em razão da menor intensidade desta chuva. Já a maior intensidade da chuva C3, provavelmente se traduziu em uma maior capacidade para remover e transportar NT das parcelas com dejetos, o que explica a maior concentração do elemento na enxurrada deste tratamento, em relação aos demais tratamentos. Os resultados permitem considerar ainda que a concentração de NT foi elevada em todos os tratamentos, sendo que os tratamentos com adubo mineral e testemunha apresentaram concentrações iguais de NT na enxurrada, provavelmente devido as seguintes razões: a) pequena dose de N aplicada como adubo mineral e b) quantidade elevada de N presente no solo em condições naturais proporcionado pelo sistema de semeadura direta (SHARPLEY et al., 1994), possibilitando que uma grande quantidade de partículas orgânicas, ricas em N, fossem transportadas pela enxurrada.

TABELA 15 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE N TOTAL (NT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de N Total-----				
C1	$62,79 \pm 0,95$	$39,38 \pm 2,80$	$35,49 \pm 4,50$	**	**
C2	$40,75 \pm 2,45$	$37,58 \pm 2,47$	$36,46 \pm 2,75$	ns	ns
C3	$38,46 \pm 1,55$	$30,62 \pm 2,75$	$28,50 \pm 0,70$	**	**
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	**	ns	ns		
C2 vs C3	ns	*	ns		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

Os resultados mostram que a proporção de N total aplicado no tratamento com dejetos suíno e adubo mineral (38 vezes) não teve relação proporcional na concentração de NT na enxurrada destes dois tratamentos, os quais apresentaram uma proporção menor de duas vezes. Os seguintes fatores podem explicar este comportamento: a) o tempo (16 horas) transcorrido entre a colocação dos adubos e a aplicação das chuvas possibilitou que o dejetos, por ser líquido, penetrasse no solo ficando o N menos sujeito à remoção e transporte, e; b) o intervalo de tempo entre a colocação dos adubos e a aplicação das chuvas, associado as condições de alta temperatura da região, em particular na época de condução do experimento, favoreceu a perda de N por volatilização, e; c) todo o volume da chuva de umedecimento e uma porção inicial da chuva C1 não produziram escoamento superficial, infiltrando-se no solo e, assim, lixiviando para camadas mais profundas uma porção significativa do N presente no dejetos.

Na comparação entre as chuvas dentro de cada tratamento, para o tratamento D a concentração de NT na enxurrada da chuva C1 foi em torno de 50% maior do que as duas últimas chuvas, as quais não diferiram entre si. No tratamento NPK, as concentrações foram iguais na enxurrada das duas primeiras chuvas que foram superiores a chuva C3. Os resultados indicaram que independente da fonte de N utilizado para adubação em superfície, a remoção de N total foi muito maior nas primeiras chuvas, em particular quando o adubo utilizado foi o dejetos suíno, mostrando que tanto a disponibilidade do N como a intensidade da chuva influenciaram na concentração de N total da enxurrada. CASSOL et al. (2002) obtiveram resultados semelhantes ao constatarem que as concentrações de nutrientes na enxurrada foram maiores pôr ocasião da aplicação da primeira chuva simulada, diminuindo nas demais chuvas aplicadas. No tratamento T não houve diferença na concentração do NT na enxurrada gerada pelas diferentes chuvas.

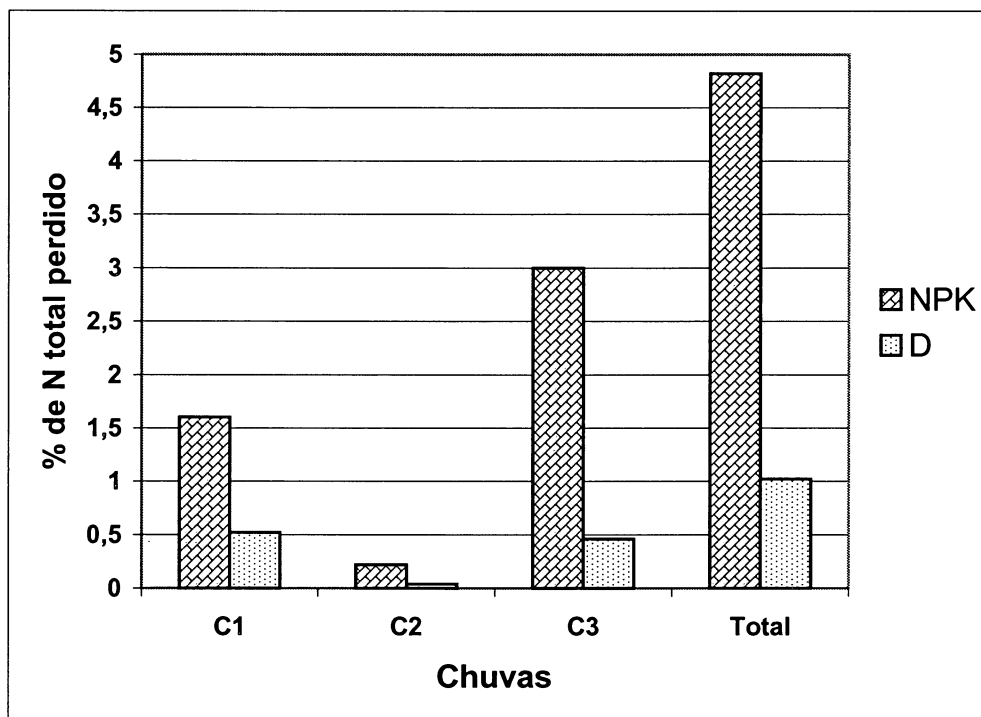
A perda do NT no escoamento superficial do tratamento NPK, em relação à quantidade aplicada foi de 4,8 %. Este percentual de perda foi semelhante ao verificado por FAVARETTO (2002) que trabalhando com chuva simulada aplicada sobre solo adubado com o equivalente a 180 kg ha^{-1} de N solúvel constatou que menos de 3 % do adubo aplicado foi perdido. Já a perda de N na enxurrada do tratamento dejetos, em relação aos aplicado foi de 1,08 %. Considerando a quantidade de N aplicado na forma de dejetos (234 kg ha^{-1}), poder-se-ia esperar um

percentual de perda mais elevado neste tratamento, uma vez que, segundo SHARPLEY (1985), há uma relação entre a concentração de N na superfície do solo e a concentração de N na enxurrada. O comportamento destoante observado no presente trabalho em relação a afirmativa daqueles autores, provavelmente deve-se as diferenças na interação adubo/solo entre os tipos de adubos empregados. O dejetos suíno por ser líquido, grande parte dele se infiltrou ficando residente na porosidade do interior do solo. Além disso, como no dejetos suíno predomina o N na forma amoniacal (SULLIVAN, 1999), a qual é facilmente retida pelo solo, ajudou a diminuir a disponibilidade do N para o transporte. Já o adubo mineral, por ser sólido, com formato granular, permaneceu na superfície, sendo mais facilmente transportado pela enxurrada. Estas evidências permitem afirmar que adubos com condições diferentes de interação com o solo, quando aplicados na superfície, apresentam potencial diferente para o comprometimento da qualidade da água, sendo que neste trabalho, o dejetos suíno apresentou um menor potencial em relação ao NPK.

As quantidades de N perdidas no escoamento superficial das diferentes chuvas, em relação ao aplicado nos tratamentos D e NPK, foram bastante reduzidas. Na comparação entre tratamentos, verifica-se que os percentuais de perda do tratamento D foram muito inferiores aos percentuais do tratamento NPK (FIGURA 21). Esta diferença se torna ainda mais expressiva se for considerado que a quantidade aplicada nas parcelas do tratamento D (23,4 g de N) foi aproximadamente 38 vezes superior do que o aplicado no tratamento NPK (0,623 g de N).

Ao comparar as concentrações de P total (TABELA 11) com o N total (TABELA 15) na enxurrada da chuva C1, observa-se que este último esteve 6,7; 10,9 e 16,4 vezes mais concentrado do que o primeiro para os tratamentos D, NPK e T, respectivamente. Observa-se ainda que esta tendência continuou nas demais chuvas, embora em menor proporção. Os resultados certamente decorrem das seguintes razões: a) maior proporção de N nos tecidos vegetais decompostos que copoem a matéria orgânica acumulada na superfície do solo, tornado-o mais abundância no solo do que o P e b) menor reatividade das diferentes formas de N com o solo, em relação ao P, tornando-o mais suscetível ao transporte.

FIGURA 21 - PERCENTAGEM (%) DE N TOTAL (NT) PERDIDO COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE N APLICADO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 23,4 g/PARCELA) E ADUBO MINERAL (NPK = 0,623 g/PARCELA).



6.3.6. Concentração de nitrogênio total no sobrenadante do escoamento superficial

No sobrenadante da enxurrada, o tratamento com dejetos de suíno proporcionou uma concentração maior de NT na chuva C1, o que mostra que o dejetos de suíno teve maior capacidade para fornecer N à porção sobrenadante da enxurrada na primeira chuva, em relação aos demais tratamentos (TABELA 16). No entanto, na chuva C3 os valores foram iguais entre tratamentos o que pode ser explicado pelo efeito combinado da capacidade de chuvas com maior intensidade em remover sedimentos mais grosseiros, os quais não permanecem suspensos no sobrenadante, e portanto não contabilizam na concentração de N total, com a menor disponibilidade de N do dejetos, por ter sido removido pelas primeiras chuvas.

TABELA 16 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE N TOTAL NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de N Total -----				
C1	$43,66 \pm 4,62$	$29,39 \pm 0,72$	$24,27 \pm 3,76$	*	*
C2	nd	nd	nd		
C3	$27,61 \pm 2,63$	$19,96 \pm 3,76$	$18,99 \pm 3,0$	ns	ns
CONTRASTE C1 vs C3	*	*	ns		

nd = não determinado; ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

A seqüência de chuvas influenciou a concentração de NT no sobrenadante do escoamento superficial dos tratamentos D e NPK. Para o tratamentos D, a chuva C1 teve média superior a chuva C3 e, no tratamento NPK, a chuva C1 apresentou valores mais elevados do que a chuva C3. Estes resultados mostram que as primeiras chuvas proporcionaram um sobrenadante com maior concentração de NT, independente do adubo utilizado. A relação entre as concentrações de NT no sobrenadante da enxurrada e na enxurrada, apresentou valores que variam entre 0,65 e 0,83. Os resultados permitem inferir que uma enxurrada formada em ambiente de lavoura conduzida sob o sistema de semeadura direta pode conter no sobrenadante, uma concentração de NT elevada o suficiente para influenciar na qualidade da água nas porções dos rios situadas a montante do local de descarga da enxurrada.

6.3.7. Concentração de amônio (N-NH_4) solúvel no escoamento superficial

As concentrações de N-NH_4 solúvel no escoamento superficial de todas as chuvas do tratamento D, foram superiores aos demais tratamentos (TABELA 17), tendo valores mais elevados do que o índice máximo sugerido por USEPA (1973), citado por SHARPLEY et al. (1987) para garantir a qualidade da água que, segundo aqueles autores, é de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ para a saúde humana e de $2,5 \text{ mg L}^{-1}$ para peixes.

Estes resultados se devem a grande disponibilidade N-NH_4^+ no dejetos suíno, uma vez que foram aplicados o equivalente a 234 kg ha^{-1} de N total, e segundo SULLIVAN (1999) mais de 60% do N total está na forma de N-NH_4^+ . Assim, estes valores não foram ainda maiores, provavelmente em decorrência dos seguintes

fatores: a) infiltração do dejetos no solo durante o intervalo de tempo entre a sua colocação e a aplicação das chuvas; b) infiltração da água precipitada na chuva de umedecimento e no início da chuva C1 ocasionando a lixiviação de parte do N-NH_4^+ ; e; c) adsorção do N-NH_4^+ pelo complexo de troca de cátions do solo (SHARPLEY et al., 1993). A sequência de chuvas não influenciou a concentração do N-NH_4^+ da enxurrada do tratamento D, sendo que os valores mantiveram-se sempre elevados, com tendência de crescimento para as chuvas C2 e C3. Estes resultados mostraram que o dejetos de suíno teve condições de prolongar o fornecimento do N-NH_4^+ , podendo, potencializar a contaminação da água por N-NH_4^+ em chuvas sequências.

TABELA 17 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE N-NH_4^+ SOLÚVEL NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETOS DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de N-NH_4^+ Solúvel -----				
C1	$3,25 \pm 0,77$	$0,211 \pm 0,39$	$0,012 \pm 0,0$	*	**
C2	$5,084 \pm 0,82$	$0,312 \pm 0,09$	$0,03 \pm 0,01$	**	**
C3	$4,989 \pm 0,37$	$0,188 \pm 0,04$	$0,01 \pm 0,0$	**	**
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	ns	ns	ns		
C2 vs C3	ns	ns	**		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

Os valores de concentrações de N-NH_4^+ nos tratamentos NPK e T podem ser considerados baixos, pois foram bastante inferiores ao índice de $2,5 \text{ mg L}^{-1}$. Estes resultados seguramente refletem a baixa quantidade de N colocado no tratamento NPK e o fato de que numa condição de solo natural, grande parte do N-NH_4^+ , encontra-se adsorvido pela CTC do solo (SHARPLEY et al., 1993).

6.3.8. Concentração de nitrato (N-NO_3) solúvel no escoamento superficial

A semelhança do N-NH_4^+ , a concentração de N na forma de N-NO_3 no escoamento superficial do tratamento D foi superior aos demais tratamentos (TABELA 18). Embora no dejetos suíno predomine o N na forma de N-NH_4^+ , parte do N total poderia estar na forma de N-NO_3 uma vez que em condições de clima quente e úmido, o processo de nitrificação do N orgânico é acelerado. No entanto, os valores de N-NO_3^- deste tratamento foram inferiores ao limite máximo de

contaminação para água de consumo humano estabelecido no Brasil que é de 10 mg L⁻¹ de N-NO₃⁻ (BRASIL, 2005). A concentração de N-NO₃⁻ na enxurrada do tratamento D não foi mais elevada provavelmente também em razão da infiltração do dejetos no solo durante o intervalo de tempo entre a sua colocação na parcela e a aplicação das chuvas e em razão da infiltração da água precipitada na chuva de umedecimento e no início da chuva C1, ocasionando a lixiviação do N-NO₃⁻, diante da sua baixa reatividade.

TABELA 18 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L⁻¹) DE N-NO₃⁻ SOLÚVEL NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L ⁻¹ de N-NO ₃ Solúvel -----				
C1	3,05 ± 0,32	1,817 ± 0,49	1,124 ± 0,13	*	*
C2	2,492 ± 0,21	0,852 ± 0,26	0,422 ± 0,10	**	**
C3	2,266 ± 0,25	1,253 ± 0,41	0,266 ± 0,08	**	*
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	ns	ns	**		
C2 vs C3	ns	ns	ns		

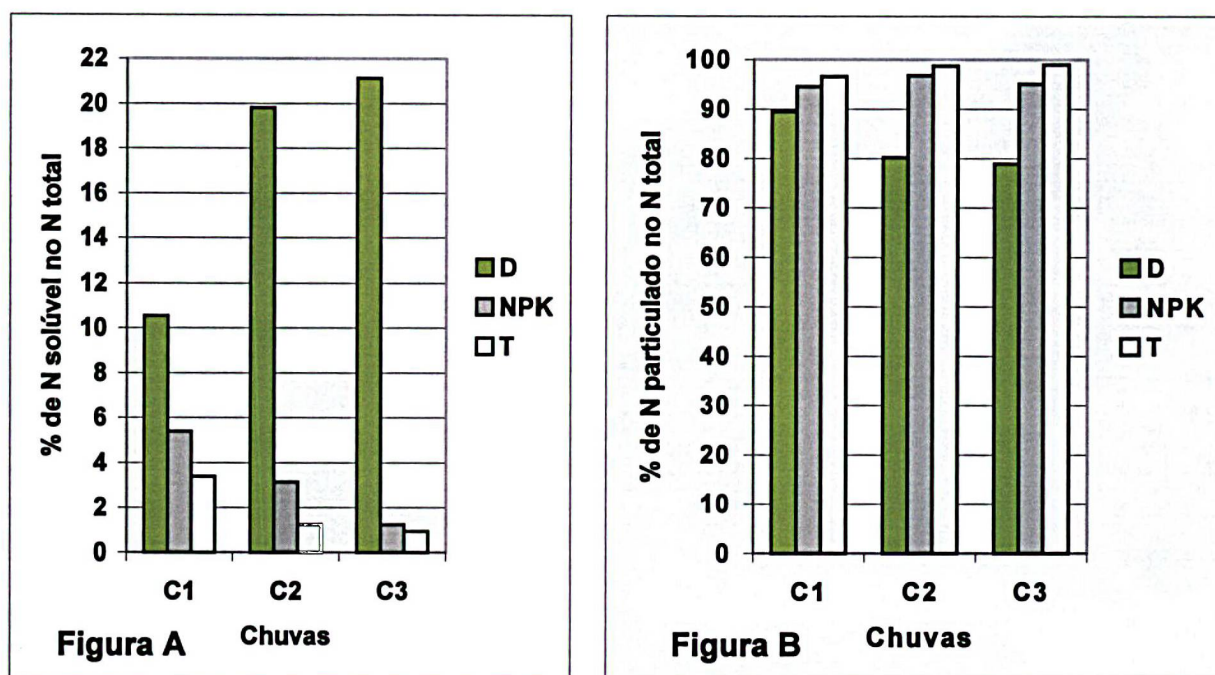
ns = não significativo pelo teste F; *significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

A concentração de N-NO₃⁻ no escoamento superficial do tratamento NPK foi superior a concentração no tratamento T. No entanto, estes valores podem ser considerados baixos em relação ao limite de 10 mg L⁻¹. Comparativamente com o N-NH₄⁺ as concentrações do N-NO₃⁻ foram superiores nos tratamentos NPK e T, seguramente devido a elevada disponibilidade do N-NO₃ em condições naturais na superfície do solo e por ser facilmente removido pela água da chuva em razão de ser fracamente retido pela partículas ativas do solo (SHARPLEY et al., 1993). Embora as concentrações de N-NO₃⁻ na enxurrada de todos os tratamentos tenham sido inferiores ao limite de 10 mg L⁻¹, deve-se considerar que o menor valor do N total na enxurrada de todos os três tratamentos foi em torno de três vezes o valor do índice. Como algumas espécies de microorganismo convertem as formas de N particulado em compostos orgânicos em formas minerais, como o N-NO₃⁻ (BRANCO, 1986), então permite considerar que nestas condições a enxurrada é uma fonte potencial de contaminação da água pelo N-NO₃⁻.

Ao contrário do que ocorreu na concentração do NT na enxurrada e no sobrenadante, as chuvas não exerceram influência na concentração do N-NO_3^- solúvel na enxurrada. Estes resultados contrariam os obtidos por FAVARETTO (2002) que registrou as maiores perdas deste elemento no início das chuvas. No entanto as diferenças podem ser atribuídas ao fato de que o presente trabalho foi realizado em solo manejado através de semeadura direta, numa condição de sistema já estabilizado, aonde há acúmulo de nutrientes, em especial N em diferentes formas na superfície do solo (LAFLEN e TABATABAI, 1984; HEATHWAITE et al., 2000). Estas condições se mostraram capazes de sustentar iguais quantidades de N-NH_4^+ e N-NO_3^- para a enxurrada de todas as chuvas.

A participação do N particulado (N total menos N-NH_4^+), no N total (NP/NT) (FIGURA 22 - A), foi acentuadamente maior do que a participação do N solúvel (N-NH_4^+ solúvel mais N-NO_3^- solúvel) no N total (NS/NT) (FIGURA 22 - B), tendo alcançado quase 100% nos tratamentos NPK e T. Embora a semeadura direta seja um meio eficiente no controle das perdas de solo (LAFLEN e TABATABAI, 1984; EGHBALL e GILLEY, 1999; SOILEAU et al., 1994), os resultados demonstram que ocorreu uma perda substancial de sedimentos, de tal forma que responderam pela maior parte no N total perdido. Verifica-se ainda que em condições de solo natural esta participação foi mais expressiva do que quando foi usado adubo. SHARPLEY et al. (1987) constataram que 64% do N total na água vinda de bacias hidrográficas estudadas se constituíam de N particulado. Para os valores elevados obtidos neste trabalho, certamente contribuiu a mobilização do solo proporcionada pela operação de semeadura, antes da aplicação das chuvas.

FIGURA 22 - PERCENTAGEM (%) DO N SOLÚVEL (NS) (GRÁFICO A) E DO N PARTICULADO (NP) (GRÁFICO B) NO N TOTAL (NT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).



A participação do N solúvel no N total foi pouco expressiva, em especial nos tratamentos NPK e T, por decorrência natural da elevada quantidade de N associado aos sedimentos. Entre os tratamentos, os percentuais mais elevados de N solúvel no N total ocorreram no tratamento D. Como o montante de N colocada no solo neste tratamento foi 38 vezes maior do que o montante colocada no tratamento NPK, certamente os resultados se devem mais pela quantidade do que pela fonte do N aplicado.

6.3.9. Concentração de potássio total no escoamento superficial

Os tratamentos não influenciaram a concentração de K total (KT) no escoamento superficial (TABELA 19). No entanto, os resultados indicam uma tendência de maior concentração no tratamento dejetos líquido de suíno (D) do que nos demais, em toda as chuvas. É provável que a ausência de diferença estatística esteja relacionado com a grande variabilidade dos dados, a semelhança do que ocorreu no trabalho de CASSOL et al. (2002).

TABELA 19 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE K TOTAL (KT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de KT -----				
C1	11,077 \pm 2,24	9,08 \pm 1,55	8,03 \pm 0,86	ns	ns
C2	10,09 \pm 0,77	9,68 \pm 1,21	7,98 \pm 0,74	ns	ns
C3	20,90 \pm 1,67	17,46 \pm 2,15	14,44 \pm 1,39	ns	ns
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	ns	Ns	*		
C2 vs C3	**	**	**		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

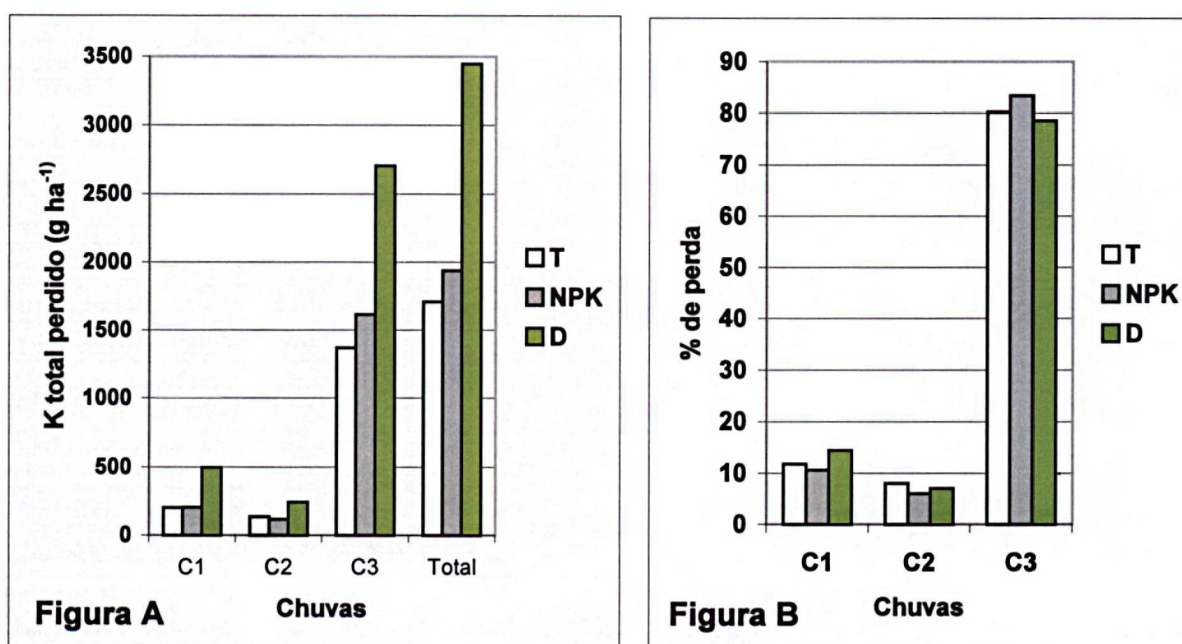
Comparativamente com as concentrações de PT, as concentrações de KT foram maiores, principalmente nos tratamentos NPK e T. Nestes tratamentos a concentração do K no escoamento superficial, em todas as chuvas, foi igual ou superior a três vezes a concentração de PT, concordando com BERTOL et al. (2004). Estes resultados se devem, provavelmente, ao fato do K ser mais solúvel e móvel no solo do que o P, bem como a uma maior concentração do K no solo, em relação ao P, já que os maiores valores da relação concentração de PT/concentração de KT ocorreram no tratamento T, que representa as condições do solo natural. A elevada concentração de K no solo natural, se deve ao sistema de manejo do solo que era conduzido na área experimental (semeadura direta), o qual favoreceu o acúmulo de K na superfície devido a lixiviação deste elemento dos tecidos vegetais que se acumularam sobre o solo (GIACOMINI et al., 2003).

Na comparação entre chuvas, os resultados indicam que a concentração de KT no escoamento superficial da chuva C3 foi maior do que nas demais chuvas, em todos os tratamentos. Os resultados evidenciam que a chuva de maior intensidade proporcionou uma perda de K em torno de 100% maior do que a perda causada pelas demais chuvas. Assim, pode-se dizer que houve, neste caso, uma relação semelhante das diferenças de concentração de K nas enxurradas das chuvas e das intensidades das chuvas que ocasionaram as referidas enxurradas. No entanto, se for considerado o fato de que a chuva C3 foi a última a ser aplicada, na série de três, poder-se-ia esperar que, no tratamento D, a diferença entre a concentração de K na enxurrada desta chuva e das chuvas iniciais (C1 e C2) fosse menor, pois, segundo CERETTA et al. (2003), a quase totalidade do K presente no esterco de suínos está

na forma solúvel, portanto, em condições de ser transportado pelas enxurradas das primeiras chuvas. A razão desta tendência não ter ocorrido pode ser creditado ao fato de que o dejetos líquido é absorvido preferencialmente pelos grandes agregados do solo (BHATNAGAR et al., 1985), os quais só foram transportados pela chuva C3, em razão da sua maior intensidade.

A quantidade de KT perdido, estimado para um hectare, bem como o seu percentual de perda em relação ao total do K perdido, em cada tratamento e em cada chuva (FIGURA 23 - A), mostra que, entre tratamentos, a maior perda ocorreu no tratamento D. Os maiores valores, apresentados pelo tratamento D, refletem o maior volume de enxurrada produzida neste tratamento em relação aos demais, principalmente nas chuvas C1 e C2, já que não houve diferença na concentração de KT na enxurrada entre tratamentos.

FIGURA 23 - K TOTAL (g ha^{-1}) PERDIDO (GRÁFICO A) COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T) (VALORES ESTIMADOS PARA 1 ha), E PERCENTAGEM (%) DE PERDA EM CADA CHUVA (GRÁFICO B) EM RELAÇÃO AO TOTAL DAS CHUVAS.

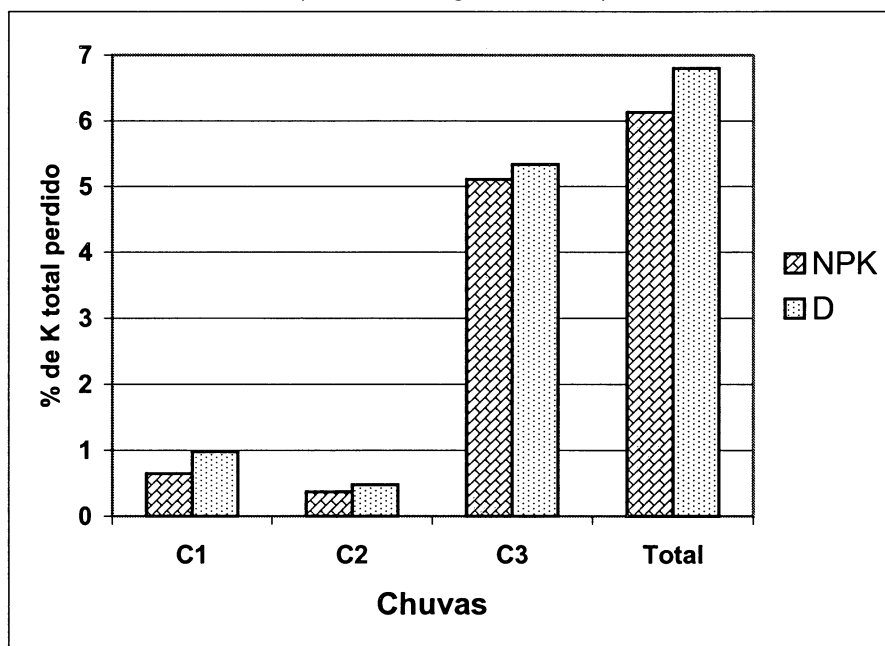


Na comparação entre chuvas, as quantidades de KT perdidas na chuva C1 foram em torno de duas vezes maiores do que na chuva C2, porém, foram em torno de 8 vezes menores do que na chuva C3. Estas diferenças refletem o efeito do volume de enxurrada nas chuvas C1 e C2 e o efeito combinado do volume de

enxurrada e da concentração de sedimentos na chuva C3. As perdas, em termos percentuais, confirmam o efeito do volume de enxurrada na quantidade de KT perdida em cada chuva, bem como a combinação deste efeito com a concentração de KT na enxurrada, no tratamento D (FIGURA 23 - B).

O percentual de KT perdido com o escoamento superficial em relação ao K aplicado como NPK e como dejetos líquidos de suíno foi maior no tratamento D do que no tratamento NPK, em todas as chuvas (FIGURA 24). As diferenças entre tratamentos foram decrescentes na seqüência direta das chuvas. Considerando a maior solubilidade do K contido no dejetos líquidos de suíno, e tendo em vista que a quantidade de K aplicado em cada parcela com este tipo de adubo (4,881 g) foi aproximadamente 60% superior a quantidade aplicada na forma de NPK (3,040 g), poder-se-ia esperar que as diferenças das perdas entre tratamentos fossem maiores, uma vez que, até mesmo na chuva C1, onde houve a maior diferença, o tratamento D foi superior em apenas 50% ao tratamento NPK. Esta tendência provavelmente se deve ao fato de que no intervalo de tempo entre a aplicação dos adubos e a aplicação das chuvas (16 h), parte do dejetos de suíno, por ser líquido, infiltrou no solo, ficando, assim, relativamente protegido das perdas com a enxurrada. Assim, pode-se considerar que ao aplicar dejetos de suíno na forma líquida, mesmo na superfície do solo, sem incorporação, os riscos de perda de K não são superiores aos riscos de perda quando aplicado como adubo mineral que, por estar na forma sólida, não tem a possibilidade de infiltrar no solo, permanecendo, portanto, na superfície, ficando assim mais exposto às perdas.

FIGURA 24 - PERCENTAGEM (%) DE K TOTAL PERDIDO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), NPK, EM RELAÇÃO AO TOTAL DE K APLICADO NOS TRATAMENTO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 4,881 g/PARCELA) E ADUBO MINERAL (NPK = 3,04 g/PARCELA).



O percentual de perdas do K em relação a aplicado, quando a comparação é feita entre chuvas, observa-se que em ambos os tratamentos houve uma grande influência da intensidade das chuvas. Esta influência pode ser observada pelo fato de que o percentual perdido na chuva C1 foi em torno de 100% superior as perdas da chuva C2 que teve uma intensidade em torno de 20% menor do que a chuva C1, e por sua vez a chuva C3 teve um percentual de perdas em torno de 700% maior do que a chuva C1 no tratamento NPK e de 450% maior no tratamento D, sendo que a intensidade da chuva C3 foi em torno de 62% maior do que a chuva C1.

A quantidade total de K perdido através das enxurradas, em relação ao aplicado pode ser considerada baixa. No entanto, tais resultados certamente não refletem as perdas totais, uma vez que, parte do K aplicado pode ter lixiviado para as camadas mais profundas do solo (CERETTA et al., 2003). As perdas reduzidas de K pelo escoamento superficial também foi constatado por HERNANI et al. (1999) que avaliando o transporte deste elemento pela enxurrada, em condições de semeadura direta, constataram perdas anuais de 1,6% do total de adubo aplicado.

6.3.10. Concentração de Cálcio total e Magnésio total no escoamento superficial

As concentrações de Ca total (CaT) e de Mg total (MgT) no escoamento superficial não foram influenciadas pelos tratamentos (TABELA 20). Embora tenha sido aplicado Ca e Mg no tratamento D, os resultados podem ser atribuídos as seguintes razões: a) baixa quantidade destes elementos no dejetos de suíno, uma vez que as suas concentrações eram de 0,8 e 0,53 kg m⁻³, respectivamente para Ca e Mg. CERETTA et al. (2003) também encontraram pouca contribuição do Ca contido no dejetos de suíno para alterar a concentração deste elemento no solo. Segundo os autores uma das razões para estes resultados foi a baixa concentração do Ca no dejetos que era de 1 kg m⁻³, e; b) alta reatividade do Ca que em razão disto pode ser adsorvido pelos colóides minerais e orgânicos do solo (BLAYA e NAVARRO, 1984).

TABELA 20 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L⁻¹) DE Ca TOTAL (CaT) E DE Mg TOTAL (MgT) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L ⁻¹ -----				
	Ca Total				
C1	7,87±1,15	5,87±0,80	6,30±0,47	ns	ns
C2	6,46±0,43	6,47±0,25	6,95±0,44	ns	ns
C3	16,80±1,76	17,09±3,18	12,73±2,61	ns	ns
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	*	*	ns		
C2 vs C3	**	**	*		
	Mg Total				
C1	2,75±0,31	2,03±0,51	2,09±0,27	ns	ns
C2	3,24±0,42	2,49±0,20	2,58±0,21	ns	ns
C3	6,85±0,70	6,67±0,60	5,45±1,21	ns	ns
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	**	**	ns		
C2 vs C3	**	**	*		

ns = não significativo pelo teste F; significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

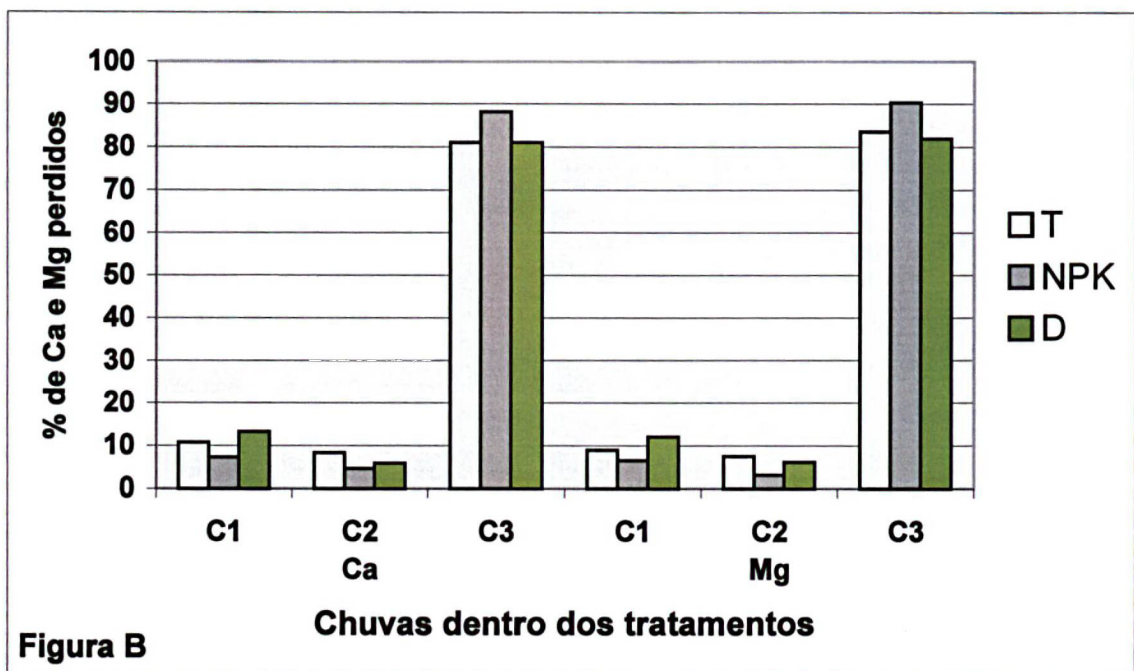
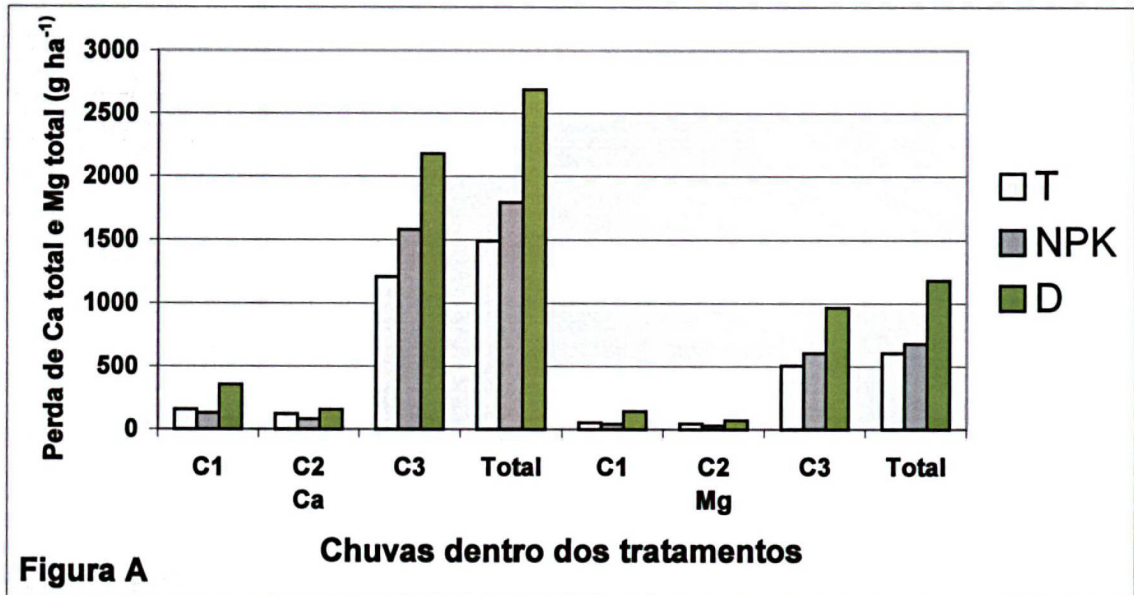
Em todos os tratamentos, a chuva C3 proporcionou concentrações mais elevada tanto de CaT como de MgT, em relação as chuvas C1 e C2. As maiores concentrações verificadas na chuva C3 indicam um efeito da intensidade da chuva na remoção das bases do solo, uma vez que a concentração de KT na enxurrada

também foi maior nesta chuva em relação as demais. Os resultados podem ser justificados pela maior capacidade da chuva C3 em desagregar e transportar uma grande quantidade de partículas, em razão da sua maior intensidade e maior energia do escoamento superficial. Grande parte destas partículas, certamente se constituíam de matéria orgânica acumulada pela semeadura direta, que, segundo MENDONÇA e ROWELL (1994), tem uma elevada capacidade de reter cátions.

Na comparação entre as concentrações de CaT e MgT, verifica-se em todos os tratamentos e chuvas, uma relação de 2:1 a 3:1 do CaT para o MgT. A maior concentração de CaT em relação ao MgT pode ser creditado as seguintes razões: a) uma elevada disponibilidade de Ca no solo natural, o que pode ser observado pela relação CaT/MgT uma vez que esta foi semelhante entre todos tratamentos, e; b) a série liotrófica dos principais cátions é: $\text{Ca}^{++} > \text{Mg}^{++} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ (SPARKS, 1995), indicando que o Ca tem preferência na adsorção pelos colóides.

As quantidades de CaT e MgT perdidas, considerando a área de 1 há foram substancialmente maiores no tratamento D em relação aos demais tratamentos (FIGURA 25 - A), refletindo o maior volume de enxurrada deste tratamento, em relação aos demais tratamentos, uma vez que não houve diferenças na concentração de CaT e MgT entre tratamentos. Entre as chuvas, o escoamento superficial da chuva C3 foi responsável por perdas superiores a 80% do total perdido na somatória das chuvas para ambos os elementos e em todos os tratamentos (FIGURA 25 – B). Os resultados são justificados pela combinação da maior concentração de CaT e MgT, com o maior volume de enxurrada na chuva C3, em relação as demais chuvas.

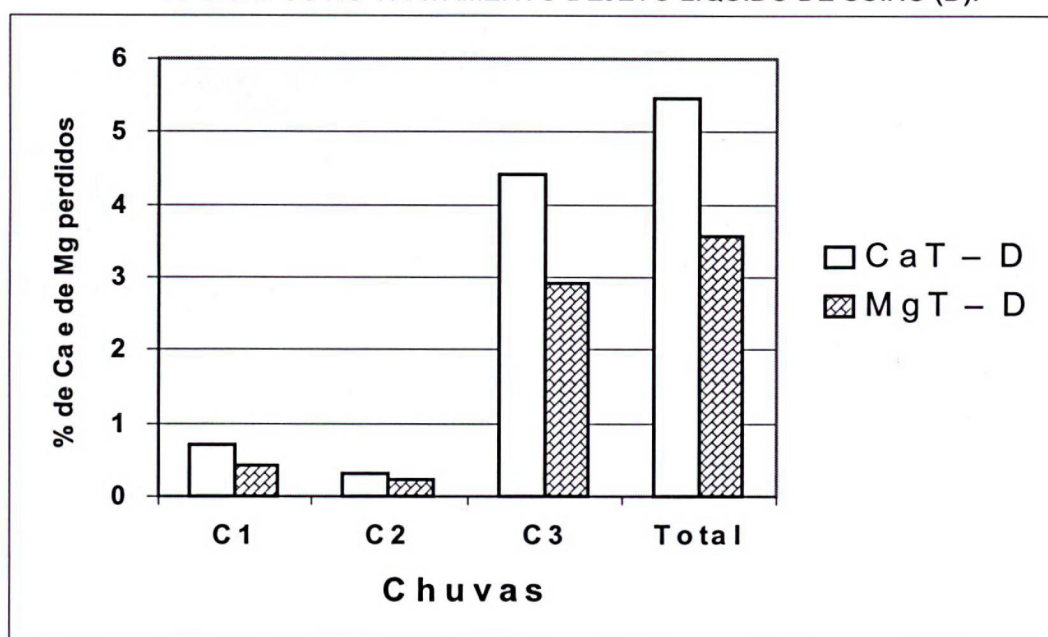
FIGURA 25 - PERDA (g ha^{-1}) DE Ca TOTAL (CaT) E Mg TOTAL (MgT) (GRÁFICO A) COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3), APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), NPK E TESTEMUNHA (T) (VALORES ESTIMADOS PARA 1 ha), E PERCENTAGEM (%) DE PERDA EM CADA CHUVA (GRÁFICO B) EM RELAÇÃO AO TOTAL DAS CHUVAS.



As percentagens de CaT e MgT perdida em relação ao aplicado através do dejetos líquido de suíno indicam que as maiores perdas ocorreram na chuva de maior intensidade (C3) para ambos os elementos (FIGURA 26). Na comparação entre elementos, houve maior perda de Ca do que de Mg em todas as chuvas. Tais resultados podem decorrer da maior quantidade de Ca aplicado, em torno de 50%, em relação ao Mg. Os resultados demonstram que a quase totalidade de Ca e Mg

aplicado no solo não foi removido pelas chuvas, provavelmente em razão de grande parte do dejetos, por ser líquido, ter se infiltrado no solo, ficando menos sujeito à remoção e transporte pelo escoamento superficial.

FIGURA 26 – PERCENTAGEM (%) DE Ca TOTAL (CaT) E DE Mg TOTAL (MgT) PERDIDOS COM O ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADA (C1, C2, C3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE Ca (4,74 g/PARCELA) E DE Mg (3,18 g/PARCELA) APLICADOS NO TRATAMENTO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D).



6.3.11. Concentração de Cobre total e Zinco total no escoamento superficial

A concentração de Cu total (CuT) no escoamento superficial não foi influenciada pelos tratamentos, exceto nas chuvas C1 e C2 em que o tratamento D foi superior aos demais tratamentos (TABELA 21). Os resultados são uma decorrência da maior disponibilidade de Cu proporcionada pelo dejetos suíno, possibilitando que as chuvas iniciais tivessem maior efeito na transferência deste elemento para a enxurrada superficial.

As chuvas tiveram influência sobre as perdas de Cu, sendo estas, crescente com a continuidade das chuvas. No tratamento D este crescimento foi menos acentuado, uma vez que apenas a chuva C3 teve média superior as demais chuvas, que não diferiram entre si. Os resultados dos tratamentos que não receberam Cu (NPK e T), permitem inferir que em condições de solo natural a taxa de transferência

deste elemento para a enxurrada, aumenta com o aumento do tempo de presença da água no meio.

TABELA 21 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE Cu NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	-----mg L ⁻¹ de Cu total-----				
C1	0,53±0,13	0,06±0,01	0,20±0,03	ns	**
C2	0,39±0,03	0,28±0,02	0,34±0,04	ns	*
C3	1,10±0,20	0,98±0,23	0,64±0,15	ns	ns
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	ns	**	*		
C2 vs C3	**	**	*		

Ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

A concentração de Zn total no escoamento superficial não foi determinada em razão do método utilizado na digestão total não ser adequado para este fim. Na condição solúvel foi detectado apenas traços de Cu e de Zn, podendo-se inferir, portanto, que praticamente todo o Cu presente na enxurrada superficial encontrava-se particulado no sedimento mais grosseiro e/ou no sedimento suspenso na enxurrada. Considerando que as normas nacionais estabelecem para águas doces da classe 1, o valor de $0,009 \text{ mg L}^{-1}$ de Cu solúvel, acima do qual começa a ocorrer degradação da água (BRASIL, 2005), pode-se inferir que do ponto de vista ambiental, as perdas ocorridas devem ser consideradas, particularmente no tratamento D. Isto se deve ao fato de que a concentração mais elevada de CuT obtida neste tratamento, chega a ser 122 vezes superior ao limite estabelecido, sendo que deste montante, parte do Cu poderá estar numa condição biodisponível, ligado aos compostos orgânicos do dejetos de suíno.

6.3.12. Demanda química de oxigênio do escoamento superficial

A demanda química de oxigênio (DQO) na enxurrada do tratamento D foi superior a dos demais tratamentos (TABELA 22). Os resultados evidenciam a capacidade do dejetos suíno em contaminar a enxurrada com matéria orgânica, indicando, portanto, um elevado potencial de eutrofização deste material, conforme

SCHERER et al. (1996), uma vez que a matéria orgânica no meio aquático proporciona a proliferação de algas (TUNDISI, 2001). Considerando os critérios adotados pela UNESCO (1992) que considera que valores de DQO entre 20 e 200 mg L⁻¹ de O₂ é indicativo de água contaminada por efluentes, pode-se inferir que as enxurradas de todas as chuvas em todos os tratamentos apresentaram um alto potencial de contaminação de mananciais de superfície, especialmente sob condições de chuva de alta intensidade. Considerando ainda que a DQO do tratamento T na chuva C3 foi igual a DQO do tratamento NPK e apenas 40% inferiores a DQO do tratamento D, pode-se também inferir que a ausência de medidas de controle do escoamento superficial em lavouras que adotam o sistema de semeadura direta, poderá se constituir em fonte de contaminação de mananciais, mesmo em condições de solo não adubado, em razão deste sistema favorecer o acúmulo de nutrientes e matéria orgânica na superfície, conforme já mencionado.

TABELA 22 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA DQO (O₂ L⁻¹) DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T),.

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	O ₂ L ⁻¹				
C1	318,6 ± 101	83,8 ± 17,2	83,6 ± 12,0	ns	*
C2	nd	nd	nd		
C3	258,6 ± 45,2	120,3 ± 15,4	148,7 ± 21,8	ns	**
CONTRASTE					
C1 vs C3	ns	ns	*		

nd = não determinado; Ns = não significativo pelo teste F; * significativo à 5% de probabilidade pelo teste F.

A comparação entre chuvas mostra que estas não influenciaram na DQO dos tratamentos D e NPK. No tratamento D, a média da chuva C1 tendeu a ser maior do que a média da chuva C3, ocorrendo o inverso no tratamento NPK, indicando um provável efeito do dejetos suíno nos resultados. É provável, contudo, que a ausência de diferença estatística entre os valores esteja relacionada a alta variabilidade dos dados. No tratamento T, a DQO da enxurrada da chuva C3 foi maior do que a DQO da chuva C1, mostrando um maior efeito da energia da chuva e do fluxo superficial sobre a DQO da enxurrada produzida em condições de solo não adubado.

6.3.13. Condutividade elétrica do escoamento superficial.

Os tratamentos influenciaram a condutividade elétrica (CE) da enxurrada superficial em todas as chuvas (TABELA 23). Os valores mais elevados, foram proporcionados pelo dejetto de suíno que em média foram em torno de 100% superiores aos valores do adubo mineral e em torno de 200% superior a testemunha. Os resultados são uma decorrência das concentrações mais elevadas dos diferentes nutrientes pesquisados no escoamento superficial, especialmente o N e o P, concordando com EGHBALL e GILLEY (1999). Estes autores avaliando a CE em diferentes sistemas de manejo do solo e com diferentes fontes de adubos, encontraram maior CE em solo que receberam dejetto líquido de bovinos, em relação aos solo adubados com adubo inorgânico. Pode também ter contribuído para este resultado, a presença de Na no dejetto suíno, em decorrência da ração fornecida aos animais conter NaCl. Pode-se considerar ainda que os resultados proporcionados pelo solo natural (tratamento T) são elevados uma vez que estiveram próximos dos valores do tratamento NPK, refletindo o acentuado acúmulo de nutrientes na superfície do solo proporcionado pela semeadura direta, em relação ao sistema convencional de manejo do solo (EGHBALL e GILLEY, 1999). As chuvas não foram capazes de influenciar a CE das enxurradas.

TABELA 23 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE – $\mu\text{S}/\text{cm}$) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TRÊS CHUVAS SIMULADAS (C1, C2, C3) APLICADAS SOBRE OS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

CHUVA	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
----- $\mu\text{S}/\text{cm}$ -----					
CE da Enxurrada					
C1	83,83 \pm 11,65	43,73 \pm 9,19	29,88 \pm 1,10	*	**
C2	73,25 \pm 9,41	34,98 \pm 4,71	26,25 \pm 1,71	**	**
C3	87,25 \pm 7,33	48,15 \pm 3,96	28,80 \pm 2,01	**	**
CONTRASTE					
C1 vs C2, C3	ns	ns	ns		
C2 vs C3	ns	ns	ns		
CE do sobrenadante da Enxurrada					
C1	82,73 \pm 11,47	43,30 \pm 9,07	29,48 \pm 1,08	*	**
C2	nd	nd	nd		
C3	86,23 \pm 7,25	47,48 \pm 3,87	28,40 \pm 2,02	**	**
CONTRASTE					
C1 vs C3	ns	ns	ns		

nd = não determinado; ns = não significativo pelo teste F; * significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; ** significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

Os valores da CE do sobrenadante do escoamento superficial estiveram muito próximos aos resultados da CE do escoamento superficial, indicando que a mesma concentração de elementos químicos presentes na enxurrada, manteve-se no sobrenadante da enxurrada, repetindo-se, portanto, o efeito dos tratamentos bem como a ausência de influência das chuvas, já observado na CE da enxurrada. Considerando estes resultados e o fato da enxurrada conter sedimentos suspensos, enriquecidos de nutrientes em razão das propriedades coloidais que possuem, pode-se inferir que o sobrenadante da enxurrada tem potencial para promover alterações químicas e biológicas nos mananciais de água, inclusive aqueles localizados fora do ambiente de origem da enxurrada.

6.4. MOVIMENTO DE NUTRIENTES EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLO

6.4.1. Lixiviação de fósforo solúvel reativo através da água percolada

A lixiviação de P solúvel reativo (PSR) através da coluna de solo foi influenciada pelos tratamentos, tendo o tratamento NPK apresentado concentrações de PSR na água percolada superior aos demais (TABELA 24). Os resultados mostram que o P do dejetos suíno foi retido em maior quantidade pela matriz do solo do que o P do adubo mineral. Este efeito se amplia, se for considerado que a quantidade de P total aplicada na forma de dejetos líquido de suíno (1,567 g/coluna) foi em torno de seis vezes superior a quantidade de P aplicado na forma de adubo mineral (0,254 g/coluna).

TABELA 24 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DO P SOLÚVEL REATIVO (PSR) EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADOS NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO QUÍMICO (NPK) E TESTEMUNHA (T).

TURNO	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de P -----				
T1A	$0,17 \pm 0,015$	$6,44 \pm 1,53$	$0,112 \pm 0,02$	*	**
T1B	$0,310 \pm 0,05$	$2,90 \pm 0,92$	$0,117 \pm 0,04$	*	**
T1C	$0,15 \pm 0,04$	$2,73 \pm 0,87$	$0,17 \pm 0,04$	ns	**
T2	$0,50 \pm 0,13$	$1,98 \pm 0,50$	$0,36 \pm 0,15$	*	**
T3	$1,07 \pm 0,15$	$1,82 \pm 0,30$	$0,46 \pm 0,12$	**	*
CONTRASTE					
T1A, T1B, T1C vs T2, T3	**	*	**		
T1A vs T1B, T1C	ns	*	ns		
T1B vs T1C	ns	ns	ns		
T2 vs T3	**	ns	ns		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

A menor lixiviação do P no tratamento D pode ser explicada pelo fato de que possivelmente houve uma obstrução parcial da porosidade em especial dos grandes poros do solo pela porção sólida do dejetos de suíno. Assim, a água teve que percorrer poros de menor calibre o que fez aumentar o tempo de contato solo-água e segundo SIMARD et al. (2000), a lixiviação de P se torna menor quando o contato solo-água é mais demorado. Isto ocorre em razão de que ao percorrer poros mais estreitos, proporcionalmente um volume maior de água entra em contato com os filmes de argila nas paredes dos poros, ocasionando, assim, uma alta adsorção do P (PETER et al., 1976; SIMS et al., 1998). Já no caso do tratamento NPK, a macroporosidade do solo das colunas encontrava-se preservada, tendo sido, provavelmente, o caminho preferencial para a água percolar. Isto possivelmente contribuiu para que este tratamento tivesse uma maior concentração de PSR na água percolada em todos os turnos.

Na comparação entre turnos, a concentração de P lixiviado nos turnos T1A, T1B e T1C diferiu da concentração nos turnos T2 e T3 em todos os tratamentos. Nos tratamentos D e T as médias dos turnos iniciais foram superiores às médias dos turnos finais, enquanto no tratamento NPK ocorreu o inverso. Assim, a comparação entre turnos mostra que o tratamento NPK teve um comportamento contrário ao comportamento dos demais tratamentos, uma vez que neste, a concentração de P tendeu a diminuir na sequência dos turnos, enquanto nos tratamentos D e T a

concentração tendeu a aumentar. Os resultados indicam um efeito mais prolongado na lixiviação de P quando as fontes deste elemento são o dejetto líquido de suíno ou o solo natural, permitindo inferir que a concentração de P poderia continuar crescendo nos tratamentos D e T, caso o processo de percolação de água tivesse continuidade.

A menor lixiviação de PSR no tratamento D, em relação ao tratamento NPK é melhor percebida pela análise da percentagem de P perdido em cada turno e no total dos turnos, em relação ao aplicado (TABELA 25). Observa-se que a percentagem de P perdida no tratamento D foi bastante baixa e substancialmente menor do que a percentagem P perdida no tratamento NPK. Observa-se ainda que no tratamento NPK, embora no turno T1A tenha percolado um volume de água correspondente a apenas 1/3 do total de poros do solo, o percentual de P lixiviação foi mais elevado do que os turnos T2 e T3, os quais representam um volume de poros. Os dados demonstram que o P de origem inorgânica, teve uma lixiviação mais rápida do que o P de origem orgânica. FAVARETTO (2002) avaliando a lixiviação de P aplicado na forma solúvel, em colunas deformadas de solo, constatou que a percentagem total do elemento perdido em relação ao aplicado, foi de 2% e que as maiores perdas também ocorreram nos primeiros turnos de água percolada. O menor valor do percentual total de P lixiviado, encontrado pela autora, em relação aos valores deste trabalho podem ser creditados ao tipo de coluna de solo utilizada. As colunas indeformadas em especial quando são retiradas de áreas manejadas através da semeadura direta podem conter grandes poros o que possibilita uma percolação rápida da água contendo os elemento em solução, bem como um menor contato com as paredes dos poros. Assim, diminui a oportunidade do P ser adsorvido pela matriz do solo.

TABELA 25 - PERCENTAGEM (%) DE P SOLÚVEL REATIVO (PSR) LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE P APLICADO NOS TRATAMENTOS ADUBO MINERAL (NPK = 0,254 g/COLUNA) E DO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D =1,567 g/COLUNA).

FONTE DE PSR	TURNOS					
	T1A	T1B	T1C	T2	T3	Total
	-----%					
NPK	2,82	1,27	1,19	2,60	2,38	10,26
D	0,009	0,022	0,011	0,107	0,228	0,377

Os resultados permitem afirmar que as perdas de PSR foram baixas em ambos os tratamentos e podem ser creditados as características da área experimental no tocante ao grau de intemperismo e textura do solo. Solos com avançado intemperismo, especialmente aqueles originários de basalto, apresentam uma considerável proporção de argilas e óxidos com capacidade de troca aniônica, e mesmo pequenas quantidades de argila e de óxidos como os de Fe, podem decrescer acentuadamente o transporte de P (SIMS et al., 1998; ANDRASKI e BUNDY, 2003). Assim, quando a enxurrada tem a possibilidade de se infiltrar no solo, este pode exercer uma ação depuradora sobre enxurrada rica em P dissolvido, restando em sua mineralogia, grande parte do P presente no fluxo superficial. Portanto, considerando estes aspectos e os resultados deste trabalho, os quais correspondem ao efeito de uma camada de solo de apenas 20 cm, pode-se inferir que numa condição de solos argilosos e altamente intemperizados, é recomendável adotar medidas que possibilitem a infiltração da água de enxurradas originadas em áreas agrícolas, como medida para o controle da poluição difusa proporcionada pelo P. Tais medidas podem ser a combinação do sistema de semeadura direta, que tem se mostrado eficiente para o controle das perdas de solo (FOSTER, 1982), com o sistema de terraceamento, que funcionam como barreiras ao deslocamento da enxurrada que se forma pela água que não se infiltra no solo (SEAB, 1994).

6.4.2. Lixiviação de nitrato através da água percolada

A água percolada pelas colunas de solo apresentou concentrações de N-NO_3^- mais elevadas no tratamento NPK do que nos outros dois tratamentos, em todos os turnos (TABELA 26). Neste tratamento pode-se dizer que não houve retenção do N-NO_3^- pela matriz do solo, uma vez que ocorreu a lixiviação de quase 100 % do elemento, em relação ao aplicado na superfície, já que a somatória do N-NO_3^- presente na água percolada de todos os turnos totalizou 0,1659g para uma quantidade aplicada de 0,1684g. Resultados semelhantes foram obtidos por FAVARETTO (2002), que registrou uma quantidade de N-NO_3^- lixiviada superior ao aplicado. A autora atribuiu os resultados a existência no solo de uma quantidade já substancial do elemento na forma nativa. Diante das características do solo utilizado para este trabalho que era de textura argilosa e com mineralogia predominante de

Caulinita e Hematita, poder-se-ia esperar maior retenção de N-NO_3^- na matriz do solo, uma vez que solos com esta mineralogia apresentam CTA. Portanto, os resultados podem ser devidos a baixa reatividade do N-NO_3^- tornando-o altamente disponível para a solubilização na água e conseqüente lixiviação, associado à uma quantidade elevada do elemento em condições naturais no solo o que pode ser observada pela alta concentração de N-NO_3^- no tratamento T (TABELA 23). Os menores valores de N-NO_3^- obtidos no tratamento D podem ser explicados pela baixa concentração deste elemento no dejetos suíno, já que neste tipo de adubo, predomina o N-NH_4^+ . Os tratamentos D e T diferiram pouco entre si em todos os turnos, indicando um baixo potencial de contaminação das águas via subsuperfície por nitrato provenientes da aplicação de dejetos de suíno.

TABELA 26 – CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE N-NO_3 SOLÚVEL LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADOS NOS TRATAMENTOS DEJETOS DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

TURNO	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de N-NO_3 -----				
T1A	$15,33 \pm 0,31$	$66,54 \pm 5,60$	$24,73 \pm 2,00$	**	**
T1B	$22,89 \pm 3,46$	$54,55 \pm 4,88$	$25,43 \pm 2,69$	*	**
T1C	$13,36 \pm 2,33$	$55,10 \pm 4,68$	$13,34 \pm 2,16$	**	**
T2	$3,44 \pm 0,16$	$15,82 \pm 1,63$	$8,62 \pm 1,93$	sn	**
T3	$1,92 \pm 0,25$	$7,94 \pm 0,82$	$3,05 \pm 0,60$	*	**
CONTRASTE					
T1A, T1B, T1C vs T2, T3	**	**	**		
T1A vs T1B, T1C	*	sn	sn		
T1B vs T1C	**	sn	**		
T2 vs T3	sn	sn	sn		

Sn = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

A análise da concentração do N-NO_3^- na água percolada em relação a seqüência dos turnos, mostra que no tratamento NPK os valores foram iguais nos três primeiros turnos, reduzindo-se nos dois últimos, que foram iguais entre si. Já o tratamento T apresentou nos três primeiros turnos uma concentração maior do que os últimos dois, os quais também foram iguais. Os resultados mostram que quando foi usado adubo mineral prontamente solúvel, o processo de perda do N-NO_3^- foi bastante rápido, já que em torno de 75 % do elemento aplicado lixiviou no primeiro volume de poros. Verifica-se ainda que no solo em condições naturais (tratamento

T), as perdas também foram elevadas no início do processo de percolação da água, o que pode ser um reflexo da grande disponibilidade do N-NO_3^- em sistemas de manejo do solo sob semeadura direta. FAVARETTO (2002) encontrou resultados semelhantes uma vez que todo o N-NO_3^- por ela aplicado na superfície das colunas de solo foi lixiviado pela água percolada nos dois primeiros volumes de poros. O tratamento D apresentou comportamento distinto dos outros dois tratamentos, tendo o turno T1A menor concentração de N-NO_3^- do que o turno T1B, que por sua vez teve valores maiores do que os demais turnos. Isto pode ser explicado pelos efeitos combinados da solubilização inicialmente lenta do N-NO_3^- do dejetos suíno com a capacidade do solo em reter parte do N-NO_3^- presente no dejetos, no início do processo de percolação, o que pode também explicar a tendência de menor concentração observada no turno T1A deste tratamento, em relação ao mesmo turno do tratamento T.

Pode-se observar que a concentração de N-NO_3^- em todos os tratamentos no primeiro volume de poros (3 turnos) esteve acima do valor máximo permitido (10 mg L^{-1} de N-NO_3^-) pela legislação brasileira em água de consumo humano, para cursos de água doce da classe 1 (BRASIL, 2005). No entanto, o potencial contamine do adubo mineral é superior comparado com o uso de dejetos de suínos.

6.4.3. Lixiviação de amônio através da água percolada

A concentração de N-NH_4^+ na água percolada teve comportamento semelhante a do N-NO_3^- . O tratamento NPK apresentou médias superiores em relação aos outros dois tratamentos nos turnos iniciais (T1A, T1B e T1C) (TABELA 27). Todavia, nos últimos dois turnos as concentrações passaram a ser menores do que as do tratamento D mas continuaram mais elevadas do que as do tratamento T. Com relação ao tratamento NPK, os resultados mostram que a matriz do solo foi capaz de reter em torno de 80% do N-NH_4^+ aplicado, provavelmente por conta das seguintes razões: a) uma elevada CTC presente no solo, em razão da mineralogia e do elevado teor de matéria orgânica acumulada nas camadas iniciais do solo, devido aos benefícios da semeadura direta, e; b) o poder reativo do N-NH_4^+ , facilitando a sua adsorção pelos compostos orgânicos e minerais do solo. Na comparação entre os tratamentos D e NPK, considerando-se a aplicação de 660 kg ha^{-1} de N total na

forma de dejetos e 140 kg ha^{-1} de N na forma de adubo mineral solúvel, poder-se-ia esperar uma concentração bem maior deste elemento na água percolada do tratamento D uma vez que, como já citado, grande parte do N no dejetos suíno encontra-se na forma de N-NH_4^+ . No entanto os resultados podem ser explicados pela capacidade que as frações orgânicas altamente lábeis presentes no dejetos suíno tem de adsorver cátions, em especial aqueles mais reativos como o NH_4 . Assim, ao penetrar no solo, estas frações orgânicas podem reter o N-NH_4^+ , inclusive aquele nativo do solo resultando em uma baixa concentração do elemento na solução do solo (KLEINMAN et al., 2003). Todos os turnos do tratamento T tiveram concentração de N-NH_4^+ que podem ser consideradas baixas, refletindo a retenção deste elemento pela CTC do solo em condições naturais, o que dificulta a sua solubilização.

TABELA 27 – CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE N-NH_4 SOLÚVEL LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADOS NOS TRATAMENTOS DEJETOS DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

TURNO	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de N-NH_4 -----				
T1A	$0,74 \pm 0,08$	$16,45 \pm 0,99$	$0,07 \pm 0,06$	**	**
T1B	$5,62 \pm 0,68$	$8,34 \pm 0,62$	$0,01 \pm 0,002$	**	**
T1C	$3,20 \pm 0,35$	$5,15 \pm 0,55$	$0,101 \pm 0,04$	**	**
T2	$4,44 \pm 0,24$	$2,61 \pm 0,24$	$0,02 \pm 0,001$	**	**
T3	$4,22 \pm 0,64$	$1,35 \pm 0,23$	$0,01 \pm 0,001$	**	**
CONTRASTE					
T1A, T1B, T1C	*	**	sn		
vs T2, T3					
T1A vs T1B,	**	**	sn		
T1C					
T1B vs T1C	**	**	sn		
T2 vs T3	sn	sn	sn		

Sn = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

A comparação da concentração do N-NH_4^+ entre turnos mostra que os tratamentos tiveram comportamento semelhante com o do N-NO_3^- , exceto no tratamento T para o qual, em todos os turnos os valores não diferiram entre si. A baixa concentração de N-NH_4^+ observada no turno T1A do tratamento D pode significar que o dejetos suíno tem a capacidade de contribuir para uma maior resistência à lixiviação deste elemento nos momentos iniciais da percolação da água. Já nos demais turnos, os valores se mantiveram quase inalterados indicando

que a presença do dejetos suíno proporciona também o prolongamento do potencial de lixiviação do N-NH_4^+ . No tratamento NPK, observa-se que o uso de N-NH_4^+ na forma de adubo mineral solúvel contribuiu para um processo de perda mais rápida deste elemento, uma vez que em torno de 90 % do N-NH_4^+ perdido, lixiviou no primeiro volume de poros.

Quanto a retenção do N-NH_4^+ e N-NO_3 pela matriz do solo no processo de percolação de água, é necessário considerar que a camada de solo utilizada (20 cm) corresponde a porção arável do solo, que por ser indeformada e por ter sido retirada em área de semeadura direta, pode apresentar naturalmente uma certa quantidade de bioporos. Os bioporos se caracterizam por serem poros de grosso calibre, produzidos principalmente pelas raízes de plantas mortas e organismos do solo, o que dá a eles uma boa continuidade e conectividade, resultando em alta capacidade de transporte via fluxo preferencial (HEATWAITE et al., 2000). Esta condição possibilita que a água que percola pelos bioporos não tenha contato com as paredes destes poros, podendo arrastar consigo elementos minerais e orgânicos sem que sejam retidos na matriz do solo, permitindo que a água percolada contenha uma alta carga de nutrientes (JANSEN et al., 1998). No entanto, se considerarmos que os solos, em especial os latossolos apresentam profundidade muito superior a 20 cm, a capacidade de retenção de nutrientes, mesmo no caso daqueles com alto potencial de lixiviação, como é o caso do N-NO_3 , se eleva substancialmente. RIZZI (1991) ao aplicar água de esgoto urbano em colunas indeformadas de solo de diferentes alturas, constatou que as colunas com 30 cm de altura tiveram uma eficiência mínima na retenção de N-NH_4 de 34,1%, enquanto em colunas de 150 cm a eficiência foi de 99,5 %.

6.4.4 Lixiviação de potássio solúvel através da água percolada

O tratamento NPK apresentou uma concentração de K solúvel (KS) na água percolada no primeiro turno de água percolada (T1A), superior aos demais tratamentos (TABELA 28). Os resultados mostram que o K de origem inorgânica teve uma maior mobilidade no solo do que o K de origem orgânica. Este comportamento pode ter decorrido, conforme já mencionado, da obstrução parcial da porosidade do solo pelo movimento do dejetos líquido de suíno para o interior do solo, ocasionando,

assim, uma maior demora na descida do K para as camadas inferiores do solo. Outra explicação para este comportamento é a possibilidade de parte do K nativo na solução do solo das colunas ter sido adsorvido pelos compostos orgânicos do dejetos suíno que penetraram no solo, durante o período inicial de percolação da água.

TABELA 28 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE K SOLÚVEL (KS) LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADOS NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

TURNO	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg L^{-1} de K -----				
T1A	14,04±0,62	35,00±2,14	14,4±0,93	**	**
T1B	24,75±1,22	27,30±0,99	14,25±1,26	**	ns
T1C	21,98±1,11	25,03±1,16	12,38±0,95	**	ns
T2	20,1±1,96	17,73±1,10	6,55±0,38	**	ns
T3	17,3±1,24	14,53±1,09	8,2±0,49	**	ns
CONTRASTE					
T1A, T1B, T1C	ns	**	**		
vs T2, T3					
T1A vs T1B, T1C	**	**	ns		
T1B vs T1C	ns	ns	ns		
T2 vs T3	ns	ns	ns		

Ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

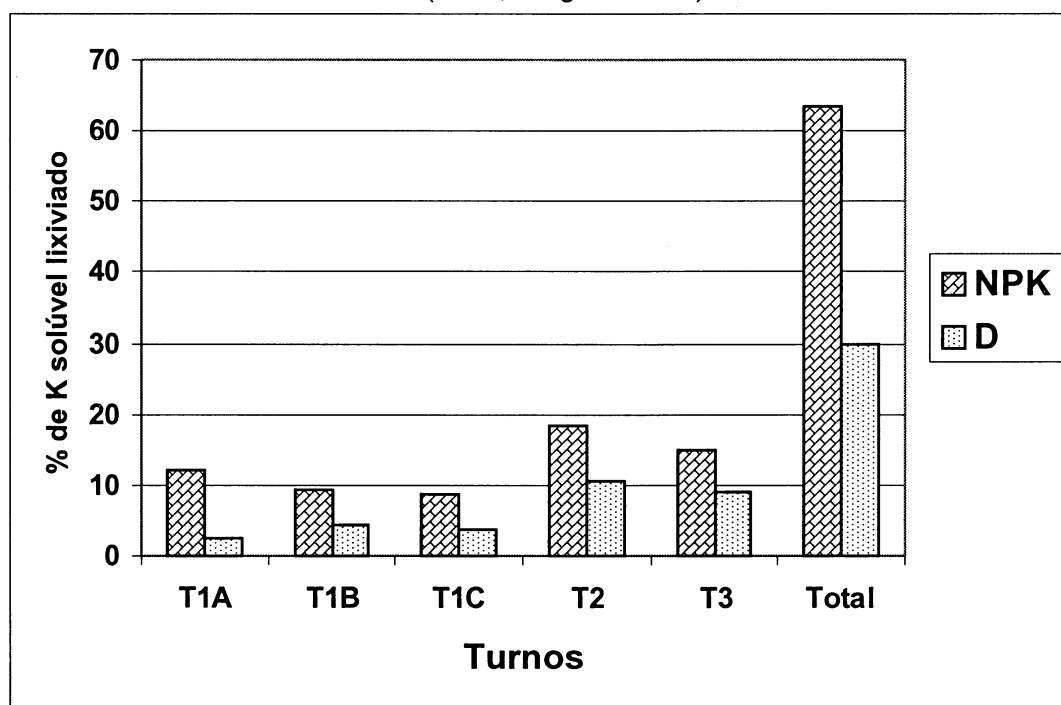
Os turnos de percolação de água tiveram pouca influência sobre a lixiviação do KS. No tratamento D apenas o turno T1A teve média inferior ao turno T1B, sendo que os demais turnos não diferiram entre si. No tratamento NPK foi aonde os turnos exerceram maior influência nos resultados, uma vez que os três turnos iniciais (T1A, T1B e T1C), apresentaram médias superiores as dos dois últimos turnos (T2 e T3) que não diferiram entre si. Ainda neste tratamento, o turno T1A foi superior aos turnos T1B e T1C, que foram estatisticamente iguais. Já no tratamento T os turnos iniciais não diferiram entre si, porém diferiram dos dois últimos turnos, sendo que estes dois não diferiram estatisticamente.

O comportamento diferenciado entre os tratamentos, quanto aos turnos de percolação de água, indica que houve uma influência da origem do K na mobilidade deste elemento na coluna de solo. Pode-se observar que o K solúvel de origem inorgânica lixiviou mais rapidamente, uma vez que os turnos iniciais foram os que tiveram as maiores concentrações de KS, tendo esta decrescido rapidamente na continuidade dos turnos. No entanto, o K de origem orgânica mostrou um efeito mais

prolongado do processo de lixiviação pois na seqüência dos turnos, teve um crescimento inicial seguido de uma estabilidade com tendência de declínio apenas no final dos turnos. Por último, o K nativo do solo apresentou um efeito inicial mais persistente de lixiviação, declinando acentuadamente nos turnos finais.

A percentagem de KS lixiviado, em comparação com a quantidade aplicada foi acentuadamente maior no tratamento NPK do que no tratamento D em todos os turnos (FIGURA 27). Portanto, o K de contido no dejetos suíno mostrou uma menor suscetibilidade às perdas, principalmente considerando que a quantidade do elemento aplicada na forma orgânica (0,647 g) foi em torno de 2 vezes maior do que a quantidade aplicada na forma inorgânica (0,3224 g).

FIGURA 27 – PERCENTAGEM (%) DE K SOLÚVEL (PS) LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE K APLICADO NOS TRATAMENTO ADUBO MINERAL (NPK = 0,3224 g/COLUNA) E DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D = 0,647 g/COLUNA).



Os resultados em parte contrariam outros trabalhos, vez uma vez que JAKOBSEN, (1996), avaliando a lixiviação de K, em solo adubado com adubo orgânico, afirma que o elemento foi muito pouco lixiviado através solo. Já CERETTA et al. (2003) afirmam que a quase totalidade do K presente no esterco de suínos está na forma solúvel, podendo ser lixiviado para as camadas mais profundas do solo.

6.4.5. Lixiviação de cálcio e de magnésio solúvel através da água percolada

O tratamento NPK teve uma concentração tanto de Ca quanto de Mg solúvel maior do que os demais tratamentos no primeiro turno de percolação de água (TABELA 29). Na seqüência dos turnos houve tendência de continuar a superioridade das médias do tratamento NPK em relação aos demais, porém a alta variabilidade dos dados provavelmente tenha sido a causa da ausência de diferença estatística entre as médias. Pode-se dizer que os resultados contariam o esperado uma vez que só o tratamento D recebeu Ca e Mg, em decorrência do dejetos líquido de suíno aplicado. No entanto, a capacidade que tem o cloro em aumentar a mobilidade destes elementos no solo (PAVAN et al., 1987), pode explicar, em parte, os resultados, uma vez que foi aplicado uma quantidade considerável de KCl no tratamento NPK. Pode ter contribuído ainda para estes resultados, o efeito dos componentes orgânicos do dejetos suíno na retenção de cátions (MENDONÇA e ROWELL, 1994), diminuindo, desta maneira, a concentração dos mesmos no tratamento D.

TABELA 29 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg L^{-1}) DE Ca SOLÚVEL (CaS) E DE Mg SOLÚVEL (MgS), LIXIVIADOS EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (1A, 1B, 1C, T2, T3) APLICADA NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

TURNO	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
----- mg L^{-1} -----					
CaS					
T1A	24,00±2,18	73,25±6,13	19,50±1,55	**	**
T1B	25,75±1,11	34,63±9,32	17,25±2,42	ns	ns
T1C	20,75±1,38	61,25±13,17	29,00±7,48	ns	**
T2	15,00±0,41	20,75±2,32	17,38±5,42	ns	ns
T3	20,75±0,85	11,38±0,43	9,13±0,72	**	**
CONTRASTE					
T1A, T1B, T1C vs T2, T3	**	**	*		
T1A vs T1B, T1C	ns	**	ns		
T1B vs T1C	*	*	ns		
T2 vs T3	**	ns	ns		
MgS					
T1A	11,75±0,85	41,00±3,81	13,25±1,12	**	**
T1B	16,00±0,71	17,25±4,31	8,13±1,74	*	ns
T1C	11,75±0,75	26,75±4,96	15,00±2,92	ns	*
T2	5,25±0,25	10,13±1,51	7,63±2,53	ns	ns
T3	9,75±0,48	4,62±0,47	3,00±0,35	**	**
CONTRASTE					
T1A, T1B, T1C vs T2, T3	**	**	**		
T1A vs T1B, T1C	**	**	ns		
T1B vs T1C	**	ns	*		
T2 vs T3	**	ns	ns		

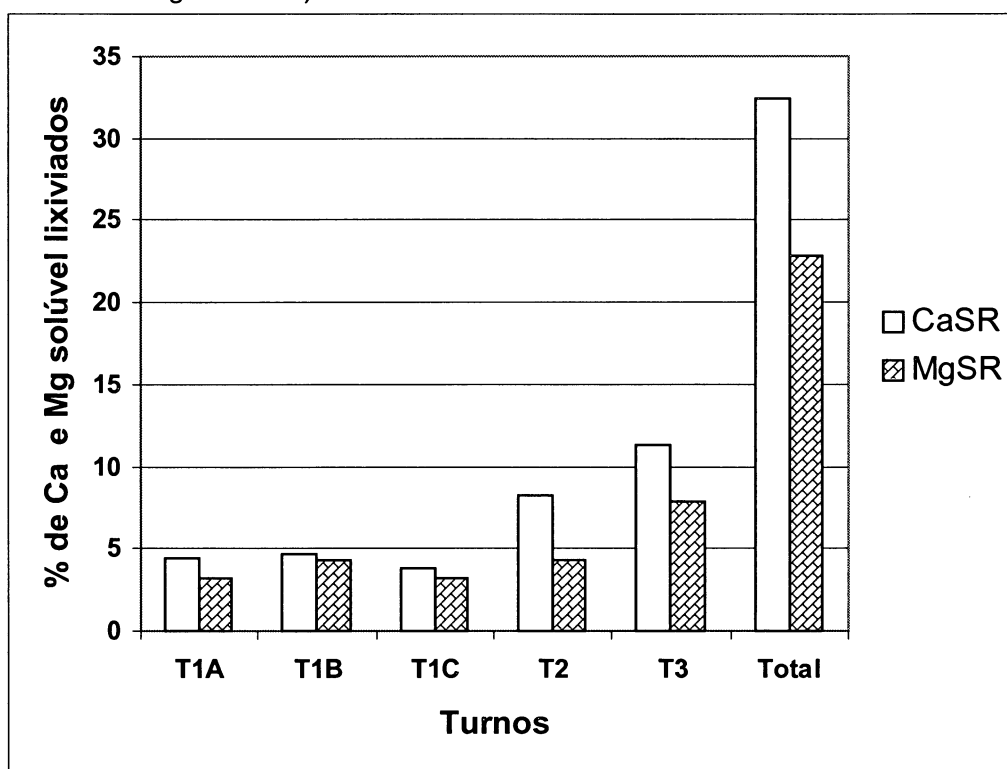
ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

Na comparação dos resultados entre os turnos, verifica-se que as concentrações de Ca e Mg nos turnos iniciais (T1A, T1B e T1C) foram superiores as concentrações dos últimos dois turnos (T2 e T3). Os resultados mostram que de uma maneira geral, houve uma tendência das concentrações diminuírem com a continuidade dos turnos. No entanto, pode-se observar no caso do Ca, no tratamento D, que a tendência de redução na concentração com a sequência dos turnos não foi tão acentuada quanto nos demais tratamentos. Isto indica que o dejetos suíno teve a capacidade de sustentar, até o final dos turnos, a concentração de Ca na água percolada em níveis próximos aos dos turnos iniciais, mostrando que este elemento, quando de origem orgânica tem uma menor mobilidade.

O percentual de Ca e Mg perdidos por lixiviação no tratamento D, em relação a quantidade destes elementos aplicados nas colunas de solo, através do dejetos de

suíno, foi proporcionalmente maior para o Ca do que para o Mg (FIGURA 28). Os resultados contrariam o esperado uma vez que a série liotrófica dos principais cátions é $\text{Ca}^{++} > \text{Mg}^{++} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ (SPARKS, 1995), indicando que o Mg é mais sujeito a perdas comparado com Ca. No entanto, como a quantidade de Ca aplicado (0,611 g) em cada coluna de solo foi em torno de 50% mais elevada do que a quantidade de Mg aplicada (0,412 g), é provável que os resultados se devam a maior disponibilidade do Ca.

FIGURA 28 - PERCENTAGEM (%) DE Ca SOLÚVEL (CaS) E DE Mg SOLÚVEL (MgS) PERDIDOS ATRAVÉS DA LIXIVIAÇÃO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3), EM RELAÇÃO AO TOTAL DE Ca (0,611 g/COLUNA) E DE Mg (0,412 g/COLUNA) APLICADOS NO TRATAMENTO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D).



Na comparação entre turnos verifica-se que os percentuais de Ca e Mg lixiviados no último turno foi superior aos demais turnos. No entanto, considerando que os três turnos iniciais (T1A, T1B e T1C) correspondem a um volume de poros, conforme já mencionado, e que o turno T3 corresponde a um volume de poros, verifica-se que o percentual de Ca (12,85%) e de Mg (10,69) lixiviado através do primeiro volume de poros foi mais elevada do que o percentual do último turno. Considerando estes critérios, verifica-se que o percentual lixiviado tanto de Ca quanto de Mg foi menor no volume de poros intermediário (Turno T2) do que nos

demais volumes de poro. Os resultados indicam que no caso do tratamento D a lixiviação do Ca e do Mg possivelmente continuariam ocorrendo se houvesse a continuidade do processo de percolação de água, assemelhando-se a tendência mostrada pelo P.

6.4.6. Lixiviação de cobre e de zinco solúvel através da água percolada

A lixiviação de Cu solúvel foi quase inexistente em todos os tratamentos, podendo-se afirmar que não ocorreu nos tratamentos NPK e T. Apenas o tratamento D apresentou médias que embora bastante baixas, tiveram tendência de crescimento na seqüência dos turnos, refletindo a fonte de Cu no dejetos suíno (TABELA 30). Fazendo uma comparação entre estes resultados e os da enxurrada aonde as concentrações de Cu foram maiores, pode-se inferir que as possibilidades de perda deste elemento são maiores por superfície do que por sub-superfície. A baixa mobilidade do Cu no solo foi também constatada por GOMES et al. (2001). Estes autores afirmam que o Cu é entre os metais pesados, o elemento mais fortemente adsorvido pelo solo. Elementos na matriz do solo como óxidos de Fe e Al, matéria orgânica e P, são capazes de reter fortemente o Cu tornando-o altamente imóvel no solo (PIERANGELI et al., 2004).

TABELA 30 – CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO DO Cu SOLÚVEL (CuS) LIXIVIADO EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADA NOS TRATAMENTOS DEJETO DE SUÍNO (D), ADUBO MIRERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

TURNO	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	mg L ⁻¹				
T1A	0,01±0	0	0	ns	ns
T1B	0,02±0	0	0,01±0	ns	**
T1C	0,03±0	0,01±0	0	ns	*
T2	0,03±0	0	0	**	**
T3	0,04±0	0,02±0	0	**	**
CONTRASTE					
T1A, T1B, T1C vs T2, T3	**	ns	*		
T1A vs T1B, T1C	ns	ns	ns		
T1B vs T1C	ns	*	ns		
T2 vs T3	ns	**	ns		

ns = não significativo pelo teste F; significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

Não foi registrada a presença de Zn solúvel na água percolada em nenhum dos turnos e para nenhum tratamento, indicando que todo o Zn adicionado ao solo pelo dejetos suíno, foi retido na matriz do solo. Os resultados indicam uma elevada capacidade de reter Cu e Zn por parte do solo, evidenciando, portanto, um efeito depurador importante.

6.4.7. Demanda química de oxigênio da água percolada (DQO)

A demanda química de oxigênio (DQO) da água percolada foi influenciada pelos tratamentos, tendo o tratamento NPK sido superior aos demais tratamentos no primeiro turno (TABELA 31). Nos demais turnos, o tratamento D apresentou as maiores médias. Os resultados seguiram a mesma tendência dos resultados de lixiviação da maioria dos elementos analisados. Isto mostra que o adubo inorgânico dissolvido teve um efeito inicial mais intenso sobre a DQO da água percolada do que o dejetos líquido de suíno. Já o adubo orgânico, ao ter um comportamento de decréscimo mais lento nos valores de DQO, com a continuidade da percolação da água, evidencia ter a capacidade de prolongar o efeito de comprometimento da qualidade da água que se infiltra no solo. Esta tendência adquire maior consistência verificando-se os valores da DQO da água que percolou pelos dois últimos volumes de poro, aonde as médias do tratamento D foram substancialmente mais elevadas do que as médias dos demais tratamentos.

Considerando o valor da DQO apresentada pelo dejetos líquido de suíno ($20.098 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) aplicado no tratamento D, observa-se que este valor foi substancialmente reduzido no processo de percolação da água através da coluna de solo. Portanto, os resultados demonstram que a matriz do solo propiciou uma acentuada redução do nível de contaminação da água percolada, constituindo-se num meio de depuração importante. Verifica-se também que os valores de DQO do escoamento superficial (TABELA 19) foram substancialmente mais elevados do que a DQO da água percolada em todos os tratamentos, mesmo considerando que a carga de dejetos suínos e nutrientes colocados nas colunas de solo foi em torno de duas vezes e meia mais elevada do que nas parcelas e que as colunas de solo tinham uma altura de apenas 20 cm. Estes resultados também evidenciam que o

solo pode se constituir num meio depurador da água quando esta tem a oportunidade de se infiltrar no solo.

TABELA 31 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA DQO ($O_2 L^{-1}$) DA ÁGUA PERCOLADA EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADA NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

TURNO	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	$O_2 L^{-1}$				
T1A	74,74 ± 6,88	95,48 ± 10,8	57,04 ± 8,46	*	ns
T1B	109,9 ± 9,60	84,02 ± 9,54	34,59 ± 3,16	**	*
T1C	82,97 ± 7,81	49,27 ± 9,51	31,74 ± 3,54	**	**
T2	75,24 ± 8,76	50,08 ± 5,29	37,38 ± 4,57	*	*
T3	77,18 ± 6,78	40,07 ± 3,34	32,77 ± 3,44	**	**
CONTRASTE					
T1A, T1B, T1C vs T2, T3	Ns	**	ns		
T1A vs T1B, T1C	**	ns	**		
T1B vs T1C	*	**	ns		
T2 vs T3	ns	ns	ns		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

6.4.8. Condutividade elétrica da água percolada

O tratamento NPK apresentou valores de condutividade elétrica (CE) superiores aos demais tratamentos nos turnos T1A, T1B e T1C. Nos demais turnos as médias dos tratamentos D e NPK não diferiram (TABELA 32). Os resultados mostram uma maior capacidade inicial do NPK em transferir para a água percolada os elementos químicos nele contidos, em relação ao dejetos de suíno, sendo, portanto, coerentes com a maior lixiviação dos elementos pesquisados (P, N, K, Ca, Mg), ocorrida no tratamento NPK, em relação ao tratamento D.

TABELA 32 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE - $\mu\text{S}/\text{cm}$) DA ÁGUA PERCOLADA EM CINCO TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA (T1A, T1B, T1C, T2, T3) APLICADA NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

TURNO	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	$\mu\text{S}/\text{cm}$				
T1A	409 \pm 50,87	1269 \pm 45,6	469 \pm 82,05	**	**
T1B	693 \pm 50,75	1061 \pm 45,8	429 \pm 80,54	**	**
T1C	478 \pm 35,11	759 \pm 60,34	319 \pm 67,46	**	**
T2	315 \pm 37,97	424 \pm 41,31	217 \pm 35,36	**	ns
T3	249 \pm 18,37	202 \pm 23,00	115 \pm 11,27	**	ns
CONTRASTE					
T1A, T1B, T1C vs T2, T3	**	**	**		
T1A vs T1B, T1C	**	**	ns		
T1B vs T1C	**	**	ns		
T2 vs T3	ns	**	ns		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

A comparação entre os turnos de água percolada mostra que em todos os tratamentos, os valores da CE dos turnos T1A, T1B e T1C, foram iguais entre si, porém superiores aos valores dos turnos T2 e T3. Por sua vez, nos tratamentos D e NPK, o turno T2 foi superior ao T3. Os resultados indicam que houve uma estabilidade inicial no processo de transferência dos elementos químicos do solo para a água percolada, decrescendo na continuidade dos turnos, acompanhado, de certa forma, o comportamento ocorrido na lixiviação da maioria dos elementos químicos pesquisados, já que segundo COSTA et al. (2001), os valores de CE são proporcionais a concentração dos vários íons presentes na solução. Verifica-se que a transferência dos solutos para a água de percolação foi rápido, já que os valores mais elevados da CE foram na água que percolou pelo primeiro volume de poros (somatória dos turnos T1A, T1B, T1C), refletindo igualmente o que ocorreu na lixiviação de boa parte dos elementos pesquisados.

6.4.9. Concentração de fósforo extraível via Mehlich na matriz do solo

Os tratamentos influenciaram fortemente a retenção do P no solo das camadas de 0 a 2,5 cm (CS1) e de 2,5 a 10 cm (CS2), sendo os valores no tratamento D mais elevados do que nos demais tratamentos (TABELA 33), concordando com PETER et al., (1976). Os resultados expressam o efeito da

combinação da quantidade de P perdida na água percolada com a quantidade de P colocada nas colunas de solo, uma vez que no tratamento D, em relação ao tratamento NPK, a concentração de P na água percolada foi 30 vezes menor e a quantidade colocada foi 6 vezes maior. Na última camada pesquisada, os tratamentos não diferiram entre si.

TABELA 33 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mg dm^{-3}) DE P EXTRAÍVEL VIA MEHLICH NAS CAMADAS DE SOLO DE 0 A 2,5 cm (CS1), 2,5 A 10 cm (CS2) E 10 A 20 cm (CS3) DAS COLUNAS INDEFORMADAS, APÓS LIXIVIAÇÃO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

PROFUNDIDADE (cm)	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mg dm^{-3} de P-----				
CS1	950 \pm 20,4	78,5 \pm 7,0	49,50 \pm 9,1	**	**
CS2	149 \pm 18,6	57,50 \pm 6,5	47,50 \pm 6,0	**	**
CS3	11,25 \pm 1,9	12,50 \pm 1,3	16,50 \pm 4,9	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	**	**		
CS1 vs CS2	**	*	ns		

Ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

A retenção de P pela matriz do solo foi substancialmente maior na camada de solo CS1 dos tratamentos D e NPK, concordando com os resultados obtidos por ZEMENCHIK et al. (2002). Estes autores constataram um elevado acúmulo na camada de 0 a 1 cm do solo, de P aplicado na superfície, na forma dos adubos inorgânico e de dejetos de animal. Os resultados se devem, em parte ao alto grau de intemperismo do solo da área experimental. Esta condição proporciona uma grande eletopositividade ao solo, possibilitando uma alta adsorção aniônica (CONTE et al., 2003).

6.4.10. Concentração de potássio, cálcio e magnésio trocável na matriz do solo

A retenção de K, Ca e Mg na matriz do solo foi influenciada pelos tratamentos. Na primeira camada pesquisada (CS1), o tratamento D teve médias superiores ao tratamento NPK, sendo que para o K esta influência ocorreu também na camada intermediária (2,5 a 10 cm) (TABELA 34). Já na camada CS2 do tratamento D, os resultados expressam o incremento de K, Ca e Mg havido no solo

proporcionado pelo dejetos suíno, propiciando inclusive que o K, em razão da sua baixa reatividade no solo, descesse até a camada intermediária.

TABELA 34 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mmolc dm^{-3}) DOS ELEMENTOS K, Ca E Mg NAS CAMADAS DE SOLO DE 0 A 2,5 cm (CS1), 2,5 A 10 cm (CS2) E 10 A 20 cm (CS3) DAS COLUNAS INDEFORMADAS, APÓS LIXIVIAÇÃO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

PROFUNDIDADE (cm)	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	mmolc dm^{-3}				
	K				
CS1	6,38±0,68	4,70±0,26	3,70±0,57	*	ns
CS2	5,70±0,66	3,65±0,29	2,90±0,64	*	*
CS3	2,28±0,10	2,20±0,70	1,38±0,31	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	**	*		
CS1 vs CS2	ns	ns	ns		
	Ca				
CS1	107,5±3,0	47,75±5,6	40,25±3,7	**	**
CS2	40,00±6,0	28,00±4,4	30,50±6,1	ns	ns
CS3	16,00±0,4	15,50±3,0	19,75±3,6	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	**	*		
CS1 vs CS2	**	*	ns		
	Mg				
CS1	86,75±2,3	21,50±2,9	20,50±1,7	**	**
CS2	16,75±1,8	12,00±2,4	14,25±3,3	ns	ns
CS3	8,00±0,41	7,25±0,85	9,00±1,2	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	**	*		
CS1 vs CS2	**	*	ns		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

A comparação entre as camadas de solo pesquisadas, mostra que no tratamento D, no qual houve a aplicação no solo de K, Ca e Mg, a camada superior do solo (CS1) reteve grande quantidade do Ca e do Mg aplicados, concordando com CERETTA et al. (2003) que constataram uma elevada concentração de Ca e Mg na camada de 0 a 5 cm de um solo adubado com dejetos líquidos de suíno. A presença de compostos orgânicos no dejetos suíno e a capacidade destes compostos em reter cátions, pode também ter contribuído para estes resultados (MENDONÇA e ROWELL, 1994). Já o K, em decorrência da sua baixa reatividade com o solo (BLAYA e NAVARRO, 1984) e por estar praticamente livre no dejetos (SOUZA et al., 2003), teve uma maior mobilidade, uma vez que não apresentou diferenças na sua concentração entre as camadas CS1 e CS2, ocorrendo diferença apenas entre estas

e a última camada. Os resultados, em parte podem ser explicados, considerando a série liotrófica dos principais cátions que é: $\text{Ca}^{++} > \text{Mg}^{++} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ (SPARKS, 1995), a qual mostra que em relação ao Ca e Mg, o K tem uma menor reatividade com o solo.

6.4.11. Concentração de cobre, zinco e alumínio disponíveis na matriz do solo

O tratamento D apresentou, na camada de solo de CS1, médias de concentração dos metais pesados Cu e Zn substancialmente mais elevadas, em torno de 11 vezes para o primeiro e 26 vezes para o segundo, em relação aos demais tratamentos (TABELA 35). Esta superioridade do tratamento D, em parte se deveu ao dejetos suíno, uma vez que este, devido ao suplemento mineral oferecido aos animais, contém apreciáveis quantidades de metais pesados como Cu e Zn (SCHERER et al., 1984), o que foi constatado pelas análises realizadas nas amostras do dejetos de suíno. Por outro lado, elementos na matriz do solo como óxidos de Fe e Al, matéria orgânica e P, são capazes de reter fortemente os metais pesados como o Cu e o Zn, uma vez que estão relacionados a uma maior carga líquida negativa presente nas camadas superiores do solo (PIERANGELI et al., 2004).

TABELA 35 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA CONCENTRAÇÃO (mmolc dm⁻³) DOS ELEMENTOS Cu, Al E Zn, NAS CAMADAS DE SOLO DE 0 A 2,5 cm (CS1), 2,5 A 10 cm (CS2) E 10 A 20 cm (CS3) DAS COLUNAS INDEFORMADAS, APÓS LIXIVIAÇÃO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

PROFUNDIDADE (cm)	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
	----- mmolc dm ⁻³ -----				
	Cu				
CS1	73,35±3,5	6,28±0,22	6,20±0,15	**	**
CS2	8,88±0,73	7,23±0,31	7,55±0,12	ns	*
CS3	6,90±0,14	7,02±0,09	6,13±0,89	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	ns	ns		
CS1 vs CS2	**	*	ns		
	Zn				
CS1	30,40±1,4	1,13±0,14	1,20±0,07	**	**
CS2	1,66±0,70	0,38±0,05	0,38±0,05	ns	*
CS3	0,23±0,03	0,18±0,05	0,13±0,03	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	**	**		
CS1 vs CS2	**	**	**		
	Al				
CS1	0	3,50±0,29	2,75±0,25	**	**
CS2	5,00±0,41	4,25±0,63	4,75±0,63	ns	ns
CS3	5,25±0,63	5,75±0,95	5,25±0,85	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	*	ns		
CS1 vs CS2	**	ns	ns		

ns = não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

A camada de solo CS1 no tratamento D, não apresentou concentração de Al, diferindo das demais camadas deste tratamento e de todas as camadas dos tratamentos NPK e T, nas quais este elemento se fez presente. Os resultados, também constatado por CERETTA et al. (2003), podem ser creditados as seguintes razões: a) as frações orgânicos presentes no dejetos suíno, tem a capacidade de formar complexos estáveis com o Al disponível do solo, e; b) o efeito do adubo orgânico no solo, elevando o seu pH, ocasiona a precipitação do Al, um efeito similar ao proporcionado pela correção do pH do solo com calcário (HUE, 1992).

6.4.12. Níveis de matéria orgânica, pH, soma de bases e capacidade de troca de cátions na matriz do solo

Os tratamentos não alteraram os níveis de matéria orgânica no solo em nenhuma das camadas de solo pesquisadas, contrariando o esperado uma vez que

a matéria orgânica presente no dejetos suíno poderia ter proporcionado valores maiores para o tratamento D (TABELA 36). No entanto, os resultados são concordantes com (SCHERER et al., 1984), que não constataram aumento no teor de matéria orgânica do solo com a aplicação de dejetos suíno. Os autores atribuíram os resultados à baixa percentagem de matéria seca presente no dejetos, afetando pouco o teor de carbono no solo, uma vez que grande parte deste é perdido sob a forma de CO_2 .

O pH das camadas de solo não foi alterado em nenhum tratamento, com exceção da camada CS1 no tratamento D, que apresentou valores superiores as demais combinações de tratamentos e camadas pesquisadas, contrariando a afirmativa de SCHERER et al., (1984) de que a possibilidade de alteração no pH do solo com a aplicação de esterco líquido de suínos é mínima. No entanto, resultados semelhantes foram obtidos por HUE (1992). O autor atribuiu a elevação do pH pela adubação orgânica, ao aumento na solução do solo dos íons OH^- , decorrente das reações dos compostos orgânicos com os nutrientes do solo como óxidos de Fe, Al e Mn.

TABELA 36 - CONTRASTE DE MÉDIAS DA MATÉRIA ORGÂNICA (MO - g dm⁻³), pH, SATURAÇÃO DE BASES (SB), CAPACIDADE DE TROCA DE CÂTIONS (CTC), NAS CAMADAS DE SOLO DE 0 A 2,5 cm (CS1), 2,5 A 10 cm (CS2) E 10 A 20 cm (CS3) DAS COLUNAS INDEFORMADAS APÓS LIXIVIAÇÃO NOS TRATAMENTOS DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNO (D), ADUBO MINERAL (NPK) E TESTEMUNHA (T).

PROFUNDIDADE (cm)	TRATAMENTO			CONTRASTE	
	D	NPK	T	T vs D, NPK	D vs NPK
MO					
----- g dm ⁻³ -----					
CS1	39,3±3,8	37,5±1,8	39,0±2,0	ns	ns
CS2	29,8±1,7	28,5±1,9	25,8±1,8	ns	ns
CS3	29,0±5,10	22,25±1,5	21,00±1,8	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	ns	**	**		
CS1 vs CS2	ns	**	**		
pH					
----- CaCl ₂ -----					
CS1	5,70±0	4,73±0,09	4,83±0,05	**	**
CS2	4,60±0	4,60±0,07	4,68±0,17	ns	ns
CS3	4,50±0,04	4,45±0,09	4,45±0,09	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	ns	ns		
CS1 vs CS2	**	ns	ns		
SB					
CS1	200,7±0,2	73,95±8,3	64,45±4,9	**	**
CS2	62,5±7,3	43,7±6,6	47,7±9,3	ns	ns
CS3	26,2±0,8	24,9±4,2	30,1±4,7	ns	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	**	*		
CS1 vs CS2	**	**	ns		
CTC					
CS1	229,7±0,9	135,5±13	111,9±4,1	**	**
CS2	118,4±8,1	99,7±4,0	99,7±5,4	ns	ns
CS3	76,8±1,2	77,5±2,3	86,9±2,9	**	ns
CONTRASTE					
CS1; CS2 vs CS3	**	**	**		
CS1 vs CS2	**	*	ns		

Ns não significativo pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F.

A soma de bases (K, Ca, Mg) foi substancialmente acrescida na primeira camada de solo (CS1) do tratamento D, podendo-se observar ainda um acréscimo, embora de menor intensidade, na camada CS2 neste mesmo tratamento. Os resultados refletem a retenção dos elementos K, Ca e Mg do dejetos suíno, ocorrida nestas duas camadas de solo, principalmente na camada superior.

As camadas de solo CS1 e CS2 do tratamento D, tiveram a capacidade de troca de cátion (CTC), aumentadas, especialmente na primeira camada, na qual o valor foi bastante mais elevado em relação as demais camadas. O acréscimo de colóides orgânicos ocorrido nestas camadas em decorrência da infiltração do dejetos líquido de suíno certamente responde pelos resultados, uma vez que tais colóides

apresentam uma CTC muito superior a das argilas, podendo chegar até 3000 mmolc dm⁻³, em razão da elevada quantidade de cargas negativas que possuem (BLAYA e NAVARRO, 1984).

Os valores tanto da lixiviação de nutrientes através das colunas indeformadas de solo quanto da retenção dos nutrientes na matriz do solo, mostram os benefícios que o sistema de terraceamento e os ambientes ripários podem proporcionar ao conter a enxurrada formada em lavouras conduzidas sob o sistemas de semeadura direta. Assim, a água do escoamento superficial ao ser contida no canal do terraço e se infiltrar no solo, sofrerá uma filtragem pelo efeito depurador do solo (CAVALO et al., 1978 citado por RIZZI, 1991) e pelos organismos e os sistemas radiculares presentes no ambiente ripário (SIMÕES, 2001).

6.5. COMPROVAÇÃO DA HIPÓTESE

Considerando: a importância da água para a vida no que diz respeito a sua qualidade e disponibilidade; as perdas de água, sedimentos e nutrientes e o comprometimento da qualidade da água do escoamento superficial verificadas neste trabalho, mesmo que as condições tenham sido propícias para as perdas, e; o poder depurador que o solo apresentou, justificam a necessidade da adoção de medidas de gestão da água da chuva que incide nas lavouras conduzidas sob o sistema de semeadura direta. Estas medidas, dentre outros benefícios, devem proporcionar o aumento da infiltração da água no solo e a contenção da enxurrada. Esta preocupação é particularmente justificado para o caso do P, uma vez que, conforme já mencionado, é o elemento crítico no desencadeamento do fenômeno da eutrofização dos mananciais de água, sendo que todas as formas deste elemento pesquisadas estiveram bastante acima do nível crítico considerado pela legislação brasileira para promover este fenômeno, conforme também já mencionado. Por outro lado, trabalhos conduzidos por instituições de pesquisa e experiências vividas por entidades de assistência técnica e extensão rural junto à produtores, mostram que de um modo geral, a adoção de medidas isoladas tem êxito parcial ou até mesmo nulo na gestão da água da chuva em lavouras. Portanto, os resultados deste trabalho confirmam as pressuposições e a hipótese formulada, de que para controlar a poluição difusa em ambiente de semeadura direta, é necessário

estabelecer um sistema que se constitua de um conjunto de medidas que proporcionem a contenção e obrigue a água da chuva infiltrar no solo para depuração da enxurrada. Dentre estas medidas, já estão consagradas o sistema de semeadura direta bem conduzida, o sistema de terraceamento das lavouras e, as faixas florestadas no ambientes ripário.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

7.1. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho, considerando as condições em que ele foi desenvolvido, permitem concluir que:

a operação de semeadura reduziu significativamente a cobertura inicial do solo, diminuindo a proteção da superfície do solo por resíduos vegetais em 22%. No entanto, o efeito acumulado de todas as chuvas simuladas aplicadas após a operação de semeadura não foi suficiente para proporcionar uma nova redução da cobertura do solo;

o solo adubado com dejetos líquidos de suíno proporcionou um volume de enxurrada substancialmente maior nas duas primeiras chuvas do que o solo adubado com adubo mineral, sendo que este comportamento não se manteve na última chuva. Em decorrência destes resultados, nas duas primeiras chuvas a perda de água e de solo foram maiores no solo fertilizado com dejetos líquidos de suíno do que no solo adubado com adubo mineral;

o dejetos líquidos de suíno proporcionou uma concentração de P total na enxurrada superficial maior do que o adubo mineral. Independente do tipo de adubo utilizado, as maiores concentrações de P total, ocorreram na chuva de maior intensidade, embora tenha sido a última. A situação mais crítica de concentração de P na enxurrada superficial que correspondeu a incidência da última chuva sobre solo adubado com dejetos líquidos de suíno apresentou valor em torno de 674 vezes superior ao valor estabelecido pelos organismos nacionais como limite para acelerar o processo de eutrofização das águas doces da classe 1 em ambiente lântico e de 101 vezes o limite para eutrofizar ambientes lóticos. Mesmo para os menores valores de concentração na condição em que não houve o uso de adubo (chuva C2 sobre a testemunha), os limites foram excedidos em 135 em relação ao permitido para ambientes lânticos e 20 vezes para ambientes lóticos, demonstrando o efeito do sistema de semeadura direta na concentração de P na superfície do solo. Considerando a quantidade do elemento perdido, em relação a quantidade aplicada, as perdas maiores ocorreram aonde foi utilizado o dejetos líquidos de suíno;

as maiores concentrações de P solúvel reativo na enxurrada foram proporcionadas pelo dejetos líquido de suíno, sendo que as chuvas não interferiram nos resultados. A concentração do P particulado, tanto no sedimento total da enxurrada quanto no sedimento suspenso na enxurrada, foi maior quando o adubo utilizado foi o dejetos líquido de suíno. As chuvas só tiveram capacidade de influenciar na concentração de P particulado no sedimento total da enxurrada, tendo a chuva mais intensa causado as maiores concentrações, independente do tipo de adubo utilizado. A quantidade de P particulado no P total foi substancialmente menor quando o adubo utilizado foi o dejetos líquido de suíno, sendo que para o P solúvel reativo, o efeito foi inverso.

o P mostrou baixa mobilidade no solo em todos os tipos de adubos utilizados, tendo se concentrado em sua quase totalidade na camada de solo de 0 a 2,5 cm. No entanto, este comportamento foi mais acentuado no solo adubado com dejetos líquido de suíno, aonde a quantidade lixiviada através das colunas de solo, em relação a aplicada foi de 0,4%, enquanto para a condição de adubo mineral foi de 10%;

independente da fonte de adubo, a concentração do N total tanto na enxurrada, quanto no sobrenadante da enxurrada, foi maior na chuva inicial do que na chuva final, mesmo tendo sido esta a de maior intensidade. A utilização do dejetos líquido de suíno propiciou uma maior concentração de N total (NT) na enxurrada, com exceção da chuva de menor intensidade.

o uso de dejetos líquido de suíno resultou em maior concentração tanto de N-NH_4^+ quanto de N-NO_3^- dissolvidos na enxurrada em todas as chuvas simuladas. Porém, na água percolada, em todos os volumes de poros, observou-se o inverso, ou seja, uma maior concentração tanto de N-NH_4^+ quanto de N-NO_3^- no tratamento com fertilizante mineral;

o N-NO_3^- teve uma mobilidade no solo expressivamente maior do que o N-NH_4^+ . Para o adubo mineral, a lixiviação do N-NH_4^+ foi de aproximadamente 20% em relação ao aplicado, enquanto que 100% do N-NO_3^- aplicado foi lixiviado. A mobilidade do N-NH_4^+ teve ainda a influência do tipo de adubo utilizado, uma vez que aonde foi utilizado o dejetos líquido de suíno a lixiviação do elemento foi menor e mais lenta, portanto com um efeito mais prolongado, do que aonde foi utilizado o adubo mineral;

a concentração das bases (K, Ca, Mg) na enxurrada superficial, não teve efeito do tipo de adubo utilizado embora o solo adubado com dejetos líquidos de suíno tenha recebido um incremento de Ca e Mg contido neste produto. Já a chuva de maior intensidade, embora tenha sido a última, ocasionou maior concentração de bases na sua enxurrada em relação as demais chuvas, tendo respondido pela quase totalidade das quantidades perdidas em relação as quantidades aplicadas ao solo;

as bases apresentaram comportamento distinto com relação a mobilidade no solo. O K teve maior mobilidade, tendo aumentado a sua concentração nas camadas de solo de 0 a 2,5 cm e 2,5 a 10 cm de profundidade. Contudo quando o adubo utilizado foi o dejetos líquidos de suíno este efeito foi bastante reduzido, uma vez que o efeito da lixiviação foi mais prolongado e a quantidade lixiviada em relação a aplicada foi em torno de 100% menor, em relação ao adubo mineral. O Ca e o Mg ficaram concentrados na sua quase totalidade na camada de solo de 0 a 2,5 cm;

as concentrações de Cu foram maiores na enxurrada superficial do solo adubado com dejetos líquidos de suíno, ocasionado pela dieta deste elemento ministrada aos suínos na ração. A mobilidade do Cu e do Zn no solo foi bastante baixa tendo sido retido em 100% da quantidade aplicada, na camada de solo de 0 a 2,5 cm;

a presença de elementos orgânicos no dejetos líquidos de suíno proporcionou uma demanda química de oxigênio (DQO) maior na enxurrada superficial, bem como na água percolada, nos solos adubados com este produto, quando comparado com os solos que receberam adubo mineral;

em relação ao adubo mineral, o dejetos líquidos de suíno teve os seguintes efeitos no solo: aumento do pH em uma unidade; neutralização do alumínio disponível, e; elevação substancial da soma das bases e da capacidade de troca de cátion (CTC). Estes efeitos ocorreram de forma mais expressiva, na camada de solo de 0 a 2,5 cm de profundidade;

os resultados da perda de água, sedimentos e nutrientes no escoamento superficial, da perda de nutrientes por lixiviação e da retenção de nutrientes na matriz do solo, indicam a necessidade da gestão da água da chuva que incide em ambiente de semeadura direta, através da contenção do escoamento superficial por sistema de terraceamento e zonas ripárias.

7.2. RECOMENDAÇÕES

Com base nas observações feitas e experiências adquiridas durante a execução da presente pesquisa e com o objetivo de fornecer subsídios para o melhor planejamento de futuras pesquisas que permitam aprofundar o conhecimento nesta área, recomenda-se:

estudar os efeitos da enxurrada superficial na perda de água, solos e nutrientes em condições de chuva natural, adotando como área experimental uma microbacia e estabelecendo como material de amostragem, a enxurrada em diferentes pontos da encosta, no final da encosta e no tributário da microbacia. Recomenda-se manter a análise dos elementos nas formas solúvel reativa e particulada, tanto na enxurrada superficial como no seu sobrenadante. Isto permitirá avaliar o efeito conjunto da erosão em sulco e entressulcos sobre todas as formas de perda e, por consequência, os efeitos da zona ripária e de outras medidas conservacionistas no controle das perdas;

desenvolver estudos de perda de nutrientes em diferentes condições de solo, relevo, sistema de manejo do solo e práticas conservacionistas para, através do uso dos recursos da modelagem matemática, estimar quanto de nutrientes transportado pela enxurrada poderá chegar ao curso de água, bem como propor um sistema de gestão adequada dos recursos hídricos.

considerando que os latossolos originários do basalto apresentam grande profundidade que pode atingir vários metros, recomenda-se pesquisar a lixiviação e a retenção dos diferentes nutrientes em diferentes profundidades do solo, tendo como objetivo melhor avaliar o efeito depurador destes solos;

dado o potencial de contribuição da enxurrada proveniente de lavouras manejadas sob o sistema de semeadura direta, na poluição difusa dos mananciais de água de superfície, e dada a importância da água para a vida, recomenda-se a condução de políticas públicas que viabilizem a implantação de um conjunto de medidas para o controle da erosão hídrica no meio rural. Neste sentido, além do sistema de semeadura direta bem conduzido, a implantação de sistemas de terraceamento, a recuperação de ambientes ripários e o planejamento à nível de bacia hidrográfica para a vegetação adequada das áreas de influência dinâmica e

para a ocupação do solo segundo a sua capacidade de uso, permitirão fazer uma correta gestão da água da chuva que incide sobre as lavouras.

8. BIBLIOGRAFIA

- ALBERTS, E.E.; SPOMER, R.G. **Dissolved nitrogen and phosphorus in runoff from watersheds in conservation and conventional tillage.** J. of Soil and Water Conservation, p. 153-157, 1985.
- ALBUQUERQUE, J.; CASSOL, E.A.; REINERT, D.J. **Relação entre a erodibilidade em entressulcos e estabilidade dos agregados.** R. Bras. Ci. Solo, 24: p. 141-151, 2000.
- AMARAL, A.S. **Mecanismos de correção da acidez do solo no sistema de plantio direto com aplicação de calcário na superfície.** Porto Alegre: UFRG. 2002. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002, 107 p.
- ANDRADE, F.V.; MENDONÇA, E.S.; ALVAREZ, V.H.; NOVAIS, R.F. **Adição de ácidos orgânicos e húmicos em latossolos de adsorção de fosfato.** R. Bras. Ci. Solo, 27: p. 1003-1011, 2003.
- ANDRASKI, T.; BUNDY, L.G. **Relationships between phosphorus levels in soil and in runoff from corn production systems.** J. Environ. Qual. 32: p.310-316, 2003.
- APHA – American Public Health Association. **Standard methods of the examination of water and wastewater.** Washington: APHA, 1995.
- BAKER, J.L.; LAFLEN, J.M. **Effect of crop residue and fertilizer management on soluble nutrient runoff losses.** Transactions of the ASAE: 25: p. 244-348, 1982.
- BAKER, D. B.; RICHARDS, R. P. **Phosphorus budgets and riverine phosphorus export in northwestern Ohio watersheds.** J. Environ. Qual. 31: p. 96-108, 2002.
- BAKHSH, A.; KANWAR, R.S.; KARLEN, D.L.; CAMBARDELLA, C.A.; COLVIN, T.S.; MOORMAN, T.B.; BAILEY, T.B. **Tillage and nitrogen management effects on crop yield and residual soil nitrate.** TRANSACTIONS of the ASAE, 43: p. 1589-1595, 2000.
- BARROWS, S.G.; KILMER, V.J. **Plant nutrient losses from soils by water erosion.** Adv. Agron., 15: p. 303-316, 1963.
- BERTOL, O. J. **Desempenho de mecanismos sulcadores de semeadura na presença de resíduos vegetais semi-incorporados por preparo mínimo do solo.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria – RS. 1993, 129 p.
- BERTOL, I.; COGO, N.P. **Terraceamento em sistema de preparo conservacionista de solo: um novo conceito.** Lages, NRS-SBCS. Boletim Técnico nº 1. 1996, 41 p.

- BERTOL, O.J.; AMADO, T.J.C.; SCHLOSSER, J.F.; REINERT, D.J. **Desempenho de mecanismos sulcadores de semeadura sob condições de preparo reduzido do solo**, R. Bras. Ci. Solo, 21: p. 257-262, 1997.
- BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D.; AMARAL, A.J. **Erodibilidade de um CAMBISSOLO HÚMICO Aluminico Léptico, determinado sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC)**. R. Bras. Ci. Solo, 26: p. 465-471, 2002.
- BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. **Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural**. R. Bras. Ci. Solo, 28: p. 485-494, 2004.
- BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. **Lixiviação de metais pesados em solo tratados com lodo de esgoto**. R. Bras. Ci. Solo, 23: p.737-744, 1999.
- BEUTLER, A.N.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; CRUZ, J.C.; PERREIRA FILHO, I.A. **Resistência a penetração e permeabilidade de Latossolo Vermelho Escuro distrófico típico sob sistemas de manejo na região dos cerrados**. R. Bras. Ci. Solo, 25: p.167-177, 2001.
- BHATNAGAR, V.K.; MILLER, M.H.; KETCHESON, J.W. **Reaction of fertilizer and liquid manure phosphorus with soil aggregates and sediment phosphorus enrichment**. J. Environ. Qual., 14: p. 246-251, 1985.
- BITZER, C.C.; SIMS, J.T. **Estimating the availability of nitrogen in poultry manure through laboratory and field studies**. J. Environ. Qual., 17: p. 47-54, 1988.
- BLANCO-CANQUI, H.; GANTZER, C.J.; ANDERSON, S.H.; ALBERTS, E.E.; GHIDEY, F. **Saturated hydraulic conductivity and its impact on simulated runoff for claypan Soil**. Soil Sci. Soc. Of Am. J. 66: p. 1596-1602, 2002.
- BLAYA, S.N.; NAVARRO, G.G. **Temas de química agrícola: el suelo e los elementos quimicos esenciales para la vida vegetal**. Editorial academia . Leon. España. 1984. 601p.
- BRAIDA, J.A.; CASSOL, E.A. **Relação da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo**. R. Bras. Ci. Solo, 23: p. 711-721, 1999.
- BRANCO, S.M. **A Água como Meio Ecológico**. In: **Qualidade da água**. CETESB – São Paulo. p. 121-350, 1986.
- BRASIL – Ministério da Agricultura. **Métodos padrões oficiais para a análise de Fertilizantes**. Portaria SNAD nº 31 de 08 de junho de 1982 do Laboratório de Referência Vegetal. Brasília, 1982.

- BRASIL - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução número 357**. Diário Oficial da União de 18/03/2005. Brasília, 2005.
- BREMNER, J.M.. Nitrogen-total. In: D.L. Sparks et al. **Methods of soil analysis**. Part 3—chemical methods. SSA Book Ser. 5. SSSA. Madison. WI. p. 1085-1124, 1996
- BURWELL, R.E.; SCHUMAN, G.E.; HOLT, R.F. **Nutrient transport in surface runoff as influenced by soil cover and seasonal periods**. Soil Sci. Soc. Of Am. Proc. 39: p. 523-528, 1975.
- BUNDY, L. G.; ANDRASKI, T. W.; POWELL, J. M. **Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production systems**. J. Environ. Qual. 30: p. 1822-1828, 2001.
- CABEDA, M.S.V. Degradação física do solo. In: **Simpósio de manejo do solo e plantio direto no sul do brasil. 1º Simpósio de conservação do solo do planalto**. Anais. p. 28-33. 1984.
- CARVALHO, F.L.C. **Relação da erosão hídrica do solo com doses e formas de manejo do resíduo cultural de trigo**. Porto Alegre: UFRG. 1986, p. 135. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1986.
- CARVALHO, F.L.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. **Eficácia relativa de doses e formas de manejo do resíduo cultural de trigo na redução da erosão hídrica do solo**. R. Bras. Ci. Solo, 14: p. 227-234, 1990.
- CASEY, R. E.; KLAINE, S.J. **Nutrient attenuation by a riparian wetland during natural and artificial runoff events**. J. Environ. Qual. 30: p. 1720-1731, 2001.
- CASSOL, E.A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I.; BADELUCCI, M.P. **Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul**. R. Bras. Ci. Solo, 26: p. 705-712, 2002.
- CASSOL, E.A.; LIMA, V.S. **Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo**. Pesq. agropec. Brasileira, 38: p. 117-124, 2003.
- CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; VIEIRA, F.C.B. **Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural**. Pesq. agropec. bras., 38: p. 729-735, 2003.
- COGO, N.P. **Effect of residue cover, tillage induced roughness, and slope lenght on erosion and related parameters**. thesis (Ph.D. – Soil science) Purdue Univercity, Indiana, USA, 1981, 346p.

- COGO, N.P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R.A. **Perda de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo.** R. Bras. Ci. Solo, 27: p. 743-753, 2003.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ – SANEPAR. **Laudo de Análise Físico-química de água.** Toledo, PR, 2005.
- CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D.S. **Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto.** R. Bras. Ci. Solo, 27: p. 893-900, 2003.
- CORRELL, D.L. **The role of phosphorus in the eutrofication of receiving waters.** J. Environ. Qual., 27: p. 261-266, 1998.
- COSTA, P.C.; DIDONE, E.B.; SESSO, T.M.; CAÑIZARES, K.A.L.; GOTO, R. **Condutividade elétrica da solução nutritiva e produção de alface em hidroponia.** Scientia Agrícola, 58, p. 595-597, 2001.
- DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; LEMUNYON, J.L. **Agricultural phosphorus and eutrofication: a symposium Overview.** J. Environ. Qual., 27: p. 251-257, 1998.
- DEDECEK, R.A.; RESCK, D.V.S.; FREITAS JR. E. **Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em Latossolo Vermelho-Escuro dos cerrados em diferentes culturas sob chuva simulada.** R. Bras. Ci. Solo, 10: p. 265-272, 1986.
- DEDECEK, R.A. **Coberturas permanentes do solo na erosão sob condições de cerrados.** Pesq. Agropec. Bras., 24: p. 483-488, 1989.
- DE MARIA, I.C.; CASTRO, O.M.; SOUZA DIAS, H. **Atributos físicos e desenvolvimento radicular de soja em solo argiloso sob diferentes métodos de preparo.** In: **Congresso brasileiro de ciência do solo**, 24, 1993, Goiânia. Resumo. Sociedade Brasileira de Ciência do solo, p. 41-42, 1993.
- DENARDIN, J.E. **Manejo adequado do solo para áreas motomecanizadas.** In: **Simpósio de manejo do solo e plantio direto no sul do brasil**, 1, simpósio de conservação do solo do planalto, Passo Fundo. Anais...Passo Fundo, PIUCS e UPF- Faculdade de Agronomia. p. 107-124, 1984.
- DIAZ, R.J. **Overview of Hypoxia around the World.** J. Environ. Qual. 30: p. 275-281, 2001.
- DICKEY, E.C.; SHELTON, D.P.; SASA, P.J.J. **Tillage, residue and erosion on moderately sloping soils.** Transactions of the ASAE, 27: p. 1093-1099, 1984.
- DIXON, R.M.; PETERSEN, A.E. **Water infiltration control: a channel system concept.** Soil Sci. Soc. of Amer. Proc., 35: p. 968-973, 1971.

- EBELING, A.M.; BUNDY, L.G.; POWELL, J.M.; ANDRASKI, T.W. **Dairy diet phosphorus effects on phosphorus losses in runoff from land-applied manure**. Soil Sci. Soc. of Am. J. 66: p. 284-291, 2002.
- EGHBALL, B.; GILLEY, E. **Phosphorus, nitrogen, and sediment transport following manure and compost application to no-till and tilled soil**. Animal Production Systems and the Environment, p. 451-456, 1998.
- EGHBALL, B.; GILLEY, E. **Phosphorus and nitrogen in runoff following beef cattle manure or compost application**. J. Environ. Qual., 28: p. 1201-1210, 1999.
- EGHBALL, B.; GILLEY, J.E. **Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements**. Journal of Soil and Water Cons. 56: p. 202-206, 2001.
- ELTZ, F.L.F.; PEIXOTO, R.T.G.; JASTER, F. **Efeitos do sistema de preparo do solo nas propriedades físicas e químicas de um latossolo bruno álico**. R. bras. Ci. Solo, 13: p. 259-267, 1989.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos-CNPS. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro. (Embrapa-CNPS. Documentos, 01). 1997, 212 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, 1999, 412 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Soja. **Tecnologias de produção de soja - Paraná**. Londrina, 2003, 127 p.
- FAVARETTO, N. **Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition**. Tese (Doutorado). Universidade de Purdue, West Lafayette. 2002, 125 p.
- FEDERER, W.T. Statistical design and analysis for intercropping experiments, v.1: two crops, New York: Springer-Verlag, 1993.
- FERNANDES, B.; GALLOWAY, H.M.; BRONSON, R. B.; MANNERING, J.V. **Efeito de três sistemas de preparo do solo na densidade aparente, na porosidade total e na distribuição dos poros em dois solos (Typic Argiaquoll e Typic Hapludalf)**. R. Bras. Ci. Solo. 7: p. 329-333, 1983.
- FONTES, M.P.F.; CAMARGO, O.A.; SPOSITO, G. **Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados**. Scientia Agrícola, 58: p. 627-646, 2001.
- FOSTER, G.R.; WISCHMEIER, W.H. **Avaluating irregular slopes for soil loss prediction**. Transactions of the ASAE, 17: p.305-309, 1974.

- FOSTER, G.R. Modelling the erosion process. In: HAAN, C.T.; JOHNSON, H.D.; BRAKENSIEK, D.L., eds. **Hidrologic modelling of small watersheds**. St. Joseph, ASAE, p. 297-380, 1982.
- FROSSARD, E.; CONDRON, L.M.; OBERSON, A.; SINAJ, S.; FARDEAU, J.C. **Processes governing phosphorus availability in temperate soils**. J. Environ. Qual., 29: p.15-23, 2000.
- GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.L. **Hidrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds**. J. Environ. Qual., 27: p. 267-277, 1998.
- GIACOMINI, S.J.; AITA, C.; HÜBNER, A.P.; LUNKES, A.; GUIDINI, E.; AMARAL, E.B. **Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto**. Pesq. agropec. bras., 38: p.1097-1104, 2003.
- GINTING, D.; MONCRIEF, J.F.; GUPTA, S.C.; EVANS, S.D. **Interaction between manure and tillage system on phosphorus uptake and runoff losses**. J. Environ. Qual., 27: p. 1403-1410, 1998.
- GOMES, P.C.; FONTES, M.P.F.; SILVA, A.G.; MENDONÇA, E.S.; ANDRÉ R. NETTO, A.R. **Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by brazilian soils**. Soil. Soil Sci. Soc. of Am. J., 65: p. 1115-1121, 2001.
- HAYNES, R.J. **Effect of sample pretreatment on aggregate stability measured by wet sieving or turbidimetry on soil of different cropping history**. J. Soil Sci., 44: p. 261-270, 1993.
- HAYNES, R.J.; SWIFT, R.S. **Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content**. J. Soil Sci., 41: p. 73-83, 1990.
- HEATHWAITE, A.L.; SHARPLEY, A.L.; GBUREK, W.J. **A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scale**. J. Environ. Qual., 29: p. 158-166, 2000.
- HENKLAIN, J.C.; PARRA, M.S.; HAMAKAWA, P.J.; OLIVEIRA, E. **Efeito do chorume de suínos sobre as propriedades hidráulicas do solo**. In X **Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água**. 24 a 29/07/94 Florianópolis, Resumos. Florianópolis, p. 216-217, 1994.
- HENKLAIN, J.C. **Influência do tempo de manejo no sistema de semeadura direta e suas implicações nas propriedades físicas do solo**. In: **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 26., 1997, Rio de Janeiro. Resumos. Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 1997. (CD ROM)
- HERNANI, L.C.; KURIHARA, C.H.; SILVA, W.M. **Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão**. R. Bras. Ci. Solo, 23: p. 145-154, 1999.

- HILLEL, D. Introduction to soil physics. San Diego, Academic Press, 1982. 264p.
- HUE, N.V. In: **Correcting soil acidity of a highly weathered ultisol with chicken manure and sewage sludge**. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 23: p. 242-264, 1992.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR. **Cartas Climáticas do Estado Paraná**. Londrina, 1994.
- INSTITUTO TECNOLÓGICO SIMEPAR. **Dados meteorológicos**. Curitiba, Pr, 2005.
- ISMAIL, I.; BLEVINS, R.L.; FRYE, W.W. **Long-term no-tillage effects on soil properties properties and continuous corn yields**. Soli Sci. Soc. Am. J., 58: p. 193-198, 1994.
- JAKOBSEN, S.T. **Leaching of nutrients from pots with and without applied compost**. Resources, Conservation and Recycling, p. 1-11, 1996.
- JENSEN, M.B.; JORGENSEN, P.R.; HANSEN, H.C.B.; NIELSEN, N. E. **Bioporo mediated subsurface transport of dissolved orthophosphate**. J. Environ. Qual., 27: p. 1330-1337, 1998.
- KEMPER, W.D.; ROSENAU, R.C. **Soil cohesion as affected by time and water content**. Soli Sci. Soc. of Am. J., 48: p. 1001-1006, 1984.
- KIIKKILÄ, O.; JPERKIÖMÄKI, J.; BARNETTE, M.; DEROME, J.; PENNANEN, T.; TULISALO, E.; FRITZE, H. In **Situ bioremediation through mulching of soil polluted by a copper–nickel smelter**. J. Environ. Qual., 30: p. 1134-1143, 2001.
- KIMMELL, R.J.; PIERZYNSKI, G.M.; JANSSEN, K.A.; BARNES, P.L. **Effects of tillage and phosphorus placement on phosphorus runoff losses in a grain sorghum–soybean rotation**. J. Environ. Qual., 30: p. 1324-1330, 2001.
- KINNEL, P.I.A. **The influence of flow discharge on sediment concentrations in raindrop induced flow transport**. Aust. J. Soil Res., 26: p. 557-562, 1988.
- KLEIN, D.L. Densidade do solo em áreas com plantio direto submetido a diferentes manejos. In: **Congresso Latino Americano de Ciência do Solo**, 13., 1996, Águas de Lindoia. Resumos expandidos. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 1996. (CD ROM)
- KLEINMAN, P.J.A.; BRIAN, A.N.; SHARPLEY, A.N.; McDOWELL, R.W. **Using soil phosphorus profile data to assess phosphorus leaching potential in manured soil**. Soli Sci. Soc. of Am. J., 67: p. 215-224, 2003.
- KLEPKER, D.; ANGHINONI, I. **Phosphate uptake and corn root distribution as affected by fertilizer placemend and soil tillage**. Agronomy . Trends in Agril. Sci. 1: p. 111-115, 1993.

- KOSKI-VÄHÄLÄ, J.; HARTIKAINEN, H. **Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment**. J. Environ. Qual., 30: p. 960-966, 2001.
- LAFLEN, J.M.; TABTABAI, M.A. **Nitrogen and phosphorus losses from corn-soybean rotations as affected by tillage practices**. Transactions of the ASAE, 32: p.58-63, 1984.
- LEVIEN, R.; COGO, N.P.; ROCKENBACH, C.A. **Erosão na cultura do milho em diferentes sistemas de cultivo anterior e métodos de preparo do solo**. R. Bras. Ci. Solo, 14: p. 73-80, 1990.
- MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. London: Academic Press, 1995. 880p.
- MARTINEZ, J.B. **Analisis quimico de suelos**. Barcelona, Omega, 1970, 662p.
- McDOWELL, L.L.; MCGREGOR, K.C. **Nitrogen and phosphorus losses in runoff from no-till soybeans**. Transactions of the ASAE, 28: p. 643-648, 1980.
- McDOWELL, L.L.; MCGREGOR, K.C. **Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn**. Soil Tillage Res., 4: p. 79-81, 1984.
- McDOWELL, L.L.; SHARPLEY, A..N. **Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land**. The Science of the Total Environment, 278: p. 113-125, 2001.
- McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N. **The effects of soil carbon on phosphorus and sediment loss from soil trays by overland flow**. J. Environ. Qual., 32: p. 207-214, 2003.
- MCGREGOR, K.C.; BENGTSON, R.L.; MUTCHLER, C.K. **Effects of surface straw on interrill runoff and erosion of Grenada silt loam soil**. TRANSACTIONS of the ASAE, 31: p. 111-116, 1988.
- McINTYRE, D.S. **Soil splash and the formation of surface crusts by raindrop impact**. Soil Sci., Baltimore, 85: p. 261-266, 1958.
- McKEAGUE, J.A. **Manual on soil sampling and methods of analysis**. Ottawa, Canadian Soc. of soil Sci., 1978. 212p.
- McNEELY, R.N.; NEIMANIS, V.P.; DWYER, L. **Water quality sourcebook**. Ottawa, Canada. 1979, 89 p.
- MEHRA, O.P.; JACKSON, M.L. **Iron oxide removal from soils and clay by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate**. Clay Miner., 7: p. 317-327, 1960.

- MELLO, N. A. **Avaliação de algumas características físicas de um Cambissolo submetido a três sistemas de manejo com tração animal.** Dissertação (Mestrado). Setor de Ciências Agrária – Universidade Federal do Paraná (UFPR). 1996, 78p.
- MENDONÇA, E.S.; ROWEL, D.L. **Dinâmica do alumínio e de diferentes frações orgânicas de um Latossolo argiloso sob cerrado e soja.** R. Bras. Ci. Solo, 18: p. 295-303, 1994.
- MEYER, L.D.; WISCHMEIER, W.H. **Mathematical simulation of the process of soil erosion by water.** Transactions of the ASAE, 12: p. 754-762, 1969.
- MEYER, L.D.; WISCHMEIER, W.C.; FOSTER, G.R. **Mulch rates required for erosion control on steep slopes.** Proc. Soil Sci. Soc. Am., 34: p. 928-931, 1970.
- MEYER, L.D.; MANNERING, J.V. The influence of vegetation mulch on soil erosion. In: **International Seminar of Hydrology Professors**, 3., West Lafayette, Indiana, 1971. Biological effects in hydrological cycle. West Lafayette, Purdue University, p.355-366, 1971.
- MEYER, L.D.; FOSTER, G.R.; RÖMKENS, M.J.M. Source of soil eroded by water from upland slopes. In: **Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources.** Washington, USDA-Agricultural Research, p. 177-189, 1975.
- MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; BLOCK, M. F. M. **Determinação espectrofotométrica de nitrato em extratos de solo sem redução química.** Pesquisa Agropecuária, Brasília, 20: p. 129-133, 1985.
- MIRANDA, C.R.; ZARDO, A.O.; GOSMANN, H.A. Uso de dejetos de suínos na agricultura. In **Instrução técnica para suínos na agricultura.** Embrapa, p. 1-2, 1999.
- MODEL, N. S. **Rendimento de milho e aveia e propriedades do solo relacionados ao modo de aplicação de fósforo e potássio e técnicas de preparo de solo.** Porto Alegre, 1990. Diss. Mestrado. UFRGS. 115p.
- MOOG, D.B.; WHITING, P.J. **Climatic and agricultural factors in nutrient exports from two watersheds in Ohio.** J. Environ. Qual., 31: p. 72-83, 2002.
- MOORE, D.C.; SINGER, M.J. **Crust formation effects on soil erosion processes.** Soil Sci. Soc. of Am. J., 54: p. 1117, 1990.
- MORGAN, R.P.C. **Splash detachment under plant covers: results and implications of a field study.** Trans. Am. Soc. Agric. Eng., 25:987-991, 1982.
- MUELLER, D.H.; WENDT, R.C.; DANIEL, T.C. **Phosphorus losses as affected by tillage and manure application.** Soil Sci. Soc. of Am. J., 48: p. 901-905, 1984.

- MURPHY, J.; RILEY, J.P. **A modified single solution method for the determinathion of phosphate in natural waters.** *Analyt. Chim. Acta*, 27: p. 31-36, 1962
- MUTCHLER, C.K.; YOUNG, R.A. Soil detachment by raindrops. In: **Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources.** Washington, USDA-Agricultural Research, p.113-117, 1975. (ARS-S-40)
- NORMAN, R.J; STUCKI, J. W. **The determination of nitrate and nitrate in soil extracts by ultraviolet spectrophotometry.** *Soil Sc. Soc. of Am. J.*, 1981.
- ONSTAD, C. A. **Depressional storage on tilled soil surfaces.** *Transactions of the ASAE*, 27: p. 729-732, 1984.
- OPEN Reflux Method. In: **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 20th ed. Washington: APHA; AWWA; WEF. (Method 5220 B), p. 5-14, 1998.
- OWENS, L.B.; EDWARDS, W.M. **Tillage studies with a corn-soybean rotation: Surface Runoff Chemistry.** *Soil Sci. Soc. of Am. J.*, 57: p. 1055-1060, 1993.
- PALIS, R.G.; OKWACH, G.; ROSE, C.W.; SAFFIGNA, P.G. **Soil erosion processes and nutrient loss. I. The interpretation of enrichment ratio and nitrogen loss in runoff sediment.** *Aust. J. Soil. Res.*, 28: p. 623–639, 1990.
- PARANÁ. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento – SEAB. **Embasamento técnico do sub-programa de manejo e conservação do solo.** In: **Manual Técnico do Subprograma de Manejo e Conservação do Solo.** 2^a Edição, 1994, 306p.
- PARRY, R. **Agricultural phosphorus and water quality: a U.S. environmental protection agency perspective.** *J. Environ. Qual.*, 27: p. 258-261, 1998.
- PAVAN, M.A.; BINGAM, F.T.; PEREIRA, F.J. **Influence of calcium and magnesium salts on acid soil chemistry and calcium nutrition on apple.** *Soil Sci. Soc. of Am. J.*, 51: p. 1526-1530, 1987.
- PAVAN, M.A.; ROTH, C.H. **Effect of lime and gypsum on chemical composition and leachate from samples of a brasilian oxisol.** *Ciência e Cultura (J. of the Brazilian Association for the Advancement of Science)*, 44: p. 391-394, 1992.
- PAVAN, M. A.; BLOCH, M. DE F.; ZEMPULSKI, H. DA C.; MIYAZAWA, M.; ZOCOLER, D. C.. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade.** Londrina: IAPAR, (circular n.76). 1992, 39p.
- PEDROTTI, A.; DIAS JUNIOR, M.S. **Compactação do solo: como evita-la.** *R. Agropecuária Catarinense*, 9: p. 50-52, 1996.

- PERKIN-ELMER, N. **Analytical methods for atomic absorption spectrophotometry agriculture**. Connecticut: Perkin-Elmer, 1973.
- PETER, J.A.; BRIAN, A.N.; SHARPLEY, A.N.; MCDOWELL, R. W. **Using soil phosphorus profile data to assess phosphorus leaching potential in manured soil**. Soil Sci. Soc. of Am. J., p. 389-394, 1976.
- PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; ANDERSON, S. J.; LIMA, J. M. **Adsorção e dessorção de cádmio, cobre e chumbo por amostras de latossolos pré-tratadas com fósforo**. R. Bras. Ci. Solo, 28: p. 377-384, 2004.
- PIERSON, S. T.; CABRERA, M.; LEVANYLO; G. K.; KUYKENDALL, H. A. C.; HOVELAND, S.; MCCANN, M. A.; WEST, L. T. **Phosphorus and ammonium concentrations in surface runoff from grasslands fertilized with broiler litter**. J. Environ. Qual., 30:1784-1789 (2001)
- PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S.J. **Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto**. Pesq. agropec. bras., 38: p. 857-865, 2003.
- POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; SARPLEY, A.N.; MOORE, P.A.; EDWARDS, D.R.; NICHOLS, D.J. **Relating extractable soil phosphorus losses in runoff**. Soil Sci. Soc. of Am. J., 60: p. 855-859, 1996.
- POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; NICHOLS, D.J.; SHARPLEY, A.N.; MOORE, P.A.; MILLER, D.M.; EDWARDS, D.R. **Relationship between phosphorus levels in three ultisol and phosphorus concentrations in runoff**. J. Environ. Qual., 28: p. 170-175, 1999.
- PREEDY, N.; MCTIERNAN, K.; MATTHEWS, R.; HEATHWAITE, L.; HAYGARTH, P. **Rapid incidental phosphorus transfers from grassland**. J. Environ. Qual., 30: p. 2105-2112, 2001.
- PREVEDELLO, C. L. **Física do solo**. Ed. SAEFS, Curitiba, Pr. 1996. 446p.
- PROFFITT, A.P.B.; ROSE, C.W. **Soil erosion processes. II Settling velocity characteristics of eroded sediment**. Aust. J. Soil Res., 29: p. 671-683, 1991.
- QUANSAH, C. Rate of soil detachment by overland flow, with and without rain, and its relationship with discharge, slope steepness and soil type. In: EL-SWAIFY, S.A. ; MOLDENHAUER, W.C.; LO, A. , **Soil erosion and conservation**. Iowa, Soil Sci. Soc. of Am. J., p.406-423, 1985.
- QUINTON, J.N.; CATT, J.A.; HESS, T.M. **The selective removal of phosphorus from soil is event size important?** J. Environ. Qual., 30: p. 538-545, 2001.
- RAIJ, B. VaN; ANDRADE. J.C.; CANTARELLA,H.; QUAGGIO,J.A. **Análises químicas para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agrônômico, 2001. 285 p.

- REICHERT, J.M.; CABEDA, M.S.V. **Salpico de partículas e selamento superficial em solos de Rio Grande do Sul**. R. Bras. Ci. Solo, 16: p. 389-396, 1992.
- RIZZI, N.E. **Aplicacional de agua residual urbana en sedimentos de suelo florestal arcilloso: estudio experimental**. Tese (Doutorado). Universidad de Cantabria – Cantabria, Espanha. 1991, 275p.
- ROTH, C.H.; PAVAN, M.A. **Effect of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol**. Elsevier Science Publishers B. V., 48: p. 351-361, 1991.
- ROYSTON, P. Approximating the Shapiro-Wilk W-Test for non-normality, *Statistics and Computing*, 2: p.117 –119, 1992.
- SCHERER, E.E.; CASTILHOS, E.G.; JUCKSCH, I.; NADAL, R. **Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho**. Boletim Técnico nº 24 – ISS 0100-7416 EMPASC, Florianópolis, 1984, 26p.
- SCHERER, E.E.; CASTILHOS, E.G. **Esterco de suínos de esterqueira e de biodigestor na produção de milho e soja consorciados**. Agrop. catarinense, Florianópolis, 7: p. 19-22, 1994.
- SCHERER, E.E.; AITA, C; BALDISSERA, I.T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suíno da região oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Boletim Técnico nº 79 – ISSN 0100-7416, EPAGRI, Florianópolis 1996, 46 p.
- SCHERER, E.E. **Utilização de esterco suíno como fonte de nitrogênio: base para adubação dos sistemas milho/feijão e feijão/milho, em cultivos de sucessão**. Boletim Técnico nº 99 – ISSN 0100-7416EPAGRI, Florianópolis, 1998, 49 p.
- SECCO, D., DA ROS, D. O.; FIORIN, J.E.; PAUTZ, C.V.; PASA, L. **Efeitos de sistemas de manejo nas propriedades físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro**. Ci. Rural, 27: p. 57-60, 1997.
- SETTI, A.A. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 3ª ed. ANEEL/ANA, Brasília, DF. 2001. 328p.
- SHARPLEY, A.N. **The enrichment of soil in runoff sediments**. J. Environ. Qual., 9: p. 521-526, 1980.
- SHARPLEY, A.N.; MENZEL R.G.; SMITH, S.J.; RHOADES, E.D.; OLNES, A.E. **The sorption of soluble phosphorus by soil material during transport in runoff from cropped and grassed watersheds**. J. Environ. Qual., 10: p. 211-215, 1981.

- SHARPLEY, A.N. **Depth of surface soil runoff interaction as affected by rainfall, soil slope and management** Soil Sci. Soc. of Am. J., 49: p. 1010-1015, 1985.
- SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J.; NANEY, J.W. **Environmental impact of agricultural nitrogen phosphorus use**. American Chemical Society, 1987, 11p.
- SHARPLEY, A.N.; TROEGER, W.W.; SMITH, S.J. **The measurement of bioavailable phosphorus in agricultural runoff**. J. Environ. Qual., 20: p. 235-238, 1991.
- SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J.; JONES, O.R.; BERG, W.A.; COLEMAN, G.A. **The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff**. J. Environ. Qual., 21: p. 30-35, 1992.
- SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J.; BAIN, W.R. **Nitrogen and phosphorus fate from long-term poultry litter applications to Oklahoma soils**. Soil Sci. Soc. of Am. J., 57: p. 1131-1137, 1993.
- SHARPLEY, A.N.; CHAPRA, S.C.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J.T.; DANIEL, T.C.; REDDY, K.R. **Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issue and options** J. Environ. Qual., 23: p. 437-451, 1994.
- SHARPLEY, A.N. **Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff**. J. Environ. Qual., 24: p. 947-951, 1995.
- SHARPLEY, A.N.; DANIEL, T.C.; SIMS, J.T.; POTE, D.H. **Determining environmentally sound phosphorus levels**. J. Soil Water Conserv., 51: p. 160-166, 1996.
- SHARPLEY, A.N.; MCDOWELL R.W.; KLEINMAN, P.T.A. **Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management**. Plant and Soil, 237: p. 287-307, 2001.
- SHUMAN, L. M. **Phosphorus and nitrate nitrogen in runoff following fertilizer application to turfgrass** J. Environ. Qual. 31: p. 1710-1715, 2002.
- SIDIRAS, N.; ROTH, C.H.; FARIAS, G.S. **Efeito da intensidade da chuva na desagregação por impacto de gotas em três sistemas de preparo do solo**. R. Bras. Ci. Solo, 8: p. 251-254, 1984.
- SILVA, V.R.; REINERT, D.J.; REICHERT, J.M. **Suscetibilidade a compactação de um Latossolo Vermelho-Escuro e de um Podzólico Vermelho-Amarelo**. R. Bras. Ci. Solo, 24: p. 239-249, 2000.
- SILVEIRA, P.M.; SILVA, J.G.; STONE, L.F.; ZIMMERMANN, F.J.P. **Efeito de sistema de preparo na densidade do solo**. In: **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 1997, Rio de Janeiro. Resumo. Rio de Janeiro, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. (CD RUM)

- SIMARD, R.R.; CLUIS, D.; GANGBAZO, G.; BEAUCHEMIN, S. **Phosphorus status of forest and agricultural soil from a watershed of high animal density.** J. Environ. Qual., 24: p. 1010-1017, 1995.
- SIMARD, R.R.; BEAUCHEMIN, S.; HAYGARTH, P.M. **Potential for preferential pathways of phosphorus transport.** J. Environ. Qual., 29: p. 97-105, 2000.
- SIMÕES, L.B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias.** Tese (doutorado). Universidade Estadual Paulista – Campus de Botucatu, 2001, 171p.
- SIMS, J.T.; SIMSARD, R.R.; JOERN, B.C. **Phosphorus losses in agricultural drainage.** J. Environ. Qual., 27: p. 277-293, 1998.
- SMITH, S.J.; SCHEPERS, J.S.; PORTER, L.K. **Assessing and Managing Agricultural Nitrogen Losses to the Environment.** S.J. Smith, J.S. Schepers, and L.K. Porter. In: **Advances in soil science.** B.A. Stewart USDA Conservation & Production Research Laboratory, Bushland, Texas. p. 1-41, 1990.
- SOILEAU, J.M.; TOUCHTON, B.F.; HAJEK, B.F.; YOO, K.H. **Sediment, nitrogen, and phosphorus runoff with conventional and conservation-tillage cotton in a small watershed.** J. soil and water cons. 49: p. 82-89, 1994.
- SONZOGNI, W.C.; CHAPRA, S.C.; ARMSTRONG, D.E.; LOGAN, T.J. **Bioavailability of phosphorus inputs to lakes.** J. Environ. Qual., 11: p. 555-562, 1982.
- SOUZA, M. A. de P.; MOTA, A. C.; DIONISIO, J. A.; FOULER, R. B.; BLEY Jr., C.J. **Potencialidade, aspectos ambientais e riscos associados a disposição final de esterco suíno líquido em terras das regiões Oeste e Sudoeste do Estado do Paraná.** In: MANUAL DO ASSISTENTE TÉCNICO - PROJETO DE CONTROLE DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL DECORRENTE DA SUINOCULTURA NO ESTADO DO PARANÁ. PNMA II – Suínos Paraná - FUNPAR. 2003, 70p.
- SPARKS, D.L. **Environmental soil chemistry.** Academic Press, San Diego. 1995, 267 p.
- STEEL, R. G. D.; TORRIE, J. H. **Principles and procedures of statistics: a biometrical approach.** 2 ed. New York: McGraw-hill, 1980.
- SULLIVAN, D. G. **Nitrogen and phosphorus fluxes in swine waste amended bermudagrass pastures.** Dissertação (Mestrado). Auburn University – Auburn, Alabama. p.25, 1999.
- SWANSON, N.P. **Suggestions for the use of the rotating-boom field plot rainfall simulator to obtain data for application of the soil loss equation.** Paraná, FAO, University of Nebraska, 1975. 58p. (Relatório de consultoria).

- TÁVORA, M.R.P.; SILVA, J.C.R.;HERNÁNDEZ, F.F.F.; SAUNDERS, L.C.U.; MOREIRA, E.G.S. **Perdas de solo água e nutrientes em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico de Uberaba (CE)**. R. Bras. Ci. Solo, 9: p. 63-66, 1985.
- TIJINK, F.G.J. **Load bearing processes in agricultural wheel – soil systems**. Tese (Doutorado). Universidade de Wageningen, Wageningen, Holanda. p. 76-79, 1988.
- TUNDISI, J.G. **Biomanipulação Para O Gerenciamento De Lagos E Represas**. In: **Diretrizes para o gerenciamento de lagos** (Volume 7:). São Carlos. ILEC; 2ed., p. 33-51, 2001.
- TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RIMA, 2002. 248p.
- U.S. Environmental Protection Agency. **Quality criteria for water**. USEPA Rep. 440/5-86-001. USEPA, Office of Water. Washington, DC, 1986.
- UNESCO; WHO; UNEP. **Water quality assessment**. London. 1992, 585p.
- VIEIRA, M.J. **Propriedades físicas do solo**. In: **FUNDAÇÃO INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. Plantio direto no Estado do Paraná**. Londrina, Instituto Agrônomo do Paraná, p. 19-30, 1981.
- VELLIDIS, G.; LOWRANCE, R.; GAY, P.; HUBBARD, R. K. **Nutrient transport in a restored riparian wetland**. J. Environ. Qual., 32: p. 711-726, 2003.
- VIEIRA, M.J.; MUZILLI, O. **Características físicas de um Latossolo Vermelho-Escuro sob diferentes sistemas de manejo**. Pesq. Agropec. Bras., 19: p. 873-882, 1984.
- WANGEMANN, S.G.; KOHL, R.A.; MOLUMELI, P.A. **Infiltration and percolation Influenced by antecedent soil water content and air entrapment**. TRANSACTIONS of the ASAE, 46: p. 1517-1523, 2000.
- WESTERMAN, P.W.; DONNELLY, T.L.; OVERCASH, M.R. **Erosion of soil and poultry manure – a laboratory study**. Transactions of the ASAE: 26: p. 1070 – 1078, 1983.
- WESTERMAN, R.L. **Soil testing and plant analysis**. Madison, Wisconsin, USA. p. 403-418, 1990.
- WIGINGTON, JR. P. J.; GRIFFITH, S. M.; FIELD, J. A.; BAHAM, J. E.; HORWATH, W. R.; OWEN, J.; DAVIS, J. H.; RAIN, S. C.; STEINER, S. C. **Nitrate removal effectiveness of a riparian buffer along a small agricultural stream in Western Oregon**. J. Environ. Qual. 32: p. 162-170, 2003.
- WISCHMEIER, W.H.; MANNERING, J.V. **Soil and water management and conservation**. Soil Sci. Soc. of Amer. Proc., 33: p. 131-137, 1969.

- WISCHMEIER, W.H. **Conservation tillage to control water erosion. In Conservation Tillage, the proceedings of a National Conference.** Soil Cons. Soc. Am., Ankeny: Iowa, 1973, 9p.
- WITHERS, P.J.A.; STEPHEN D. CLAY, S.D.; BREEZE, V.G. **Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge.** J. Environ. Qual., 30: p. 180-188, 2001.
- SULING L. ZHAO, S.L.; GUPTA, DAVID, S.C.; HUGGINS, R.; MONCRIEF, J.F. **Tillage and nutrient source effects on surface and subsurface water quality at corn planting.** J. Environ. Qual., 30: p. 998-1008, 2001.
- ZAKIA, M.J.B. **Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental: implicações no manejo de bacia hidrográfica e na recomposição de floresta.** Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. 1998, 99p.
- ZEMENCHIK, R.A.; WOLLENHAUPT, N.C. ALBRECHT, K.A. **Bioavailable phosphorus in runoff from alfalfa, smooth brome grass, and alfalfa-smooth brome grass.** J. Environ. Qual., 31: p. 280-286, 2002.
- ZHANG, X.C.; NORTON, D.; NEARING, M.A.. **Chemical transfer from soil solution to surface runoff.** Water Resources Research, 33: p. 809-815, 1997.
- ZOBECK T.M.; ONSTAD, C.A. **Tillage and rainfall effects on random roughness: a review.** Soil Tillage Res., 9: p. 1-20, 1987.

9. APÊNDICES

APÊNDICE 1. NÚMERO DE CHUVAS COM PRECIPITAÇÃO DIÁRIA IGUAL OU SUPERIOR A 120 mm E PRECIPITAÇÃO MÁXIMA DIÁRIA OCORRIDA EM 11 ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS DO IAPAR LOCALIZADAS NA REGIÃO DE OCORRÊNCIA DOS SOLOS ORIGINÁRIOS DO BASALTO, NUM PERÍODO DE RECORRÊNCIA DE 20 ANOS (1981 a 2000).

ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS				CHUVAS	
nº	MUNICÍPIO	COORDENADAS UTM		NC	AC
		X	Y		
2533018	Quedas do Iguaçu	297.310	7.176.297	3	144,0 mm
2553015	Planalto	220.655	7.154.626	10	208,4 mm
2652035	Pato Branco	331.655	7.110.385	5	178,3 mm
2653012	Francisco Beltrão	293.213	7.113.465	6	183,6 mm
2453023	Cascavel	254.220	7.240.261	4	142,4 mm
2351003	Londrina	482.904	7.415.901	3	161,0 mm
2551010	Guarapuava	449.667	7.196.207	3	165,2 mm
2554026	S. Miguel do Iguaçu	161.324	7.182.804	2	158,0 mm
2651043	Palmas	401.974	7.070.474	2	146,4 mm
2349030	Joaquim Távora	607.213	7.400.754	2	131,2 mm
2453003	Palotina	203.950	7.309.458	7	160,6 mm

FONTE: Instituto Agrônômico do Paraná - IAPAR

NC: número de chuvas diárias ocorridas em cada estação meteorológica no tempo de recorrência de 20 anos, com altura de lâmina de água superior a 120 mm.

PM: Precipitação máxima diária ocorrida em cada estação meteorológica, no tempo de recorrência de 20 anos.

APÊNDICE 2 – RESULTADOS DAS ANÁLISES DE QUALIDADE DE ÁGUA DAS AMOSTRAS DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.

TRAT	Chuva	NT	NS	N-NH ₄	N-NO ₃	PSR	PP	PPSA	PT	KT	CaT	MgT	CuT	CES	CEE	DQO
T	C1	34,15	20,51	0,02	1,00	0,14	1,16	0,27	1,31	5,75	5,47	1,39	0,11	29,5	29,8	59,13
T	C1	45,19	21,07	0,02	0,95	0,17	1,61	0,30	1,78	7,68	5,51	2,02	0,18	27,6	28,2	73,68
T	C1	23,81	19,96	0,00	1,52	0,35	2,18	0,19	2,53	9,58	6,94	2,19	0,25	32,5	33	115,7
T	C1	38,81	35,52	0,01	1,04	0,17	2,87	0,31	3,03	9,11	7,28	2,72	0,24	28,3	28,5	85,95
NPK	C1	47,25	29,94	0,20	2,90	0,92	2,83	0,67	3,75	12,84	5,69	1,45	0,07	68,3	69	56,2
NPK	C1	35,63	27,72	0,30	2,37	0,81	1,74	0,40	2,54	6,08	3,83	0,93	0,06	31,8	32	83,84
NPK	C1	39,47	31,05	0,24	1,22	0,71	3,41	0,73	4,11	10,37	6,21	3,15	0,09	44,9	45,5	132,17
NPK	C1	35,17	28,83	0,11	0,79	0,86	1,36	0,16	2,23	7,04	7,73	2,57	0,03	28,2	28,4	63,16
D	C1	63,83	49,90	3,43	2,84	4,91	6,35	2,70	11,26	12,42	9,42	2,94	0,62	89,5	91	347,11
D	C1	64,44	53,23	5,28	2,90	5,92	5,47	2,82	11,38	16,84	10,25	3,51	0,87	112,1	113,4	595,04
D	C1	60,15	34,93	2,67	2,49	4,17	3,07	1,79	7,25	7,19	5,72	2,04	0,30	61,8	61,8	165,29
D	C1	62,75	36,59	1,63	3,97	4,72	3,06	0,72	7,78	7,86	6,08	2,50	0,35	67,5	69,1	166,96
T	C2	33,92		0,03	0,66	0,20	1,08		1,28	6,26	5,76	2,04	0,25		28,4	
T	C2	44,58		0,04	0,22	0,17	1,57		1,75	7,25	7,50	2,58	0,27		23,1	
T	C2	32,44		0,05	0,28	0,42	2,45		2,87	9,45	7,72	3,07	0,43		29,9	
T	C2	34,90		0,02	0,53	0,20	1,92		2,12	8,97	6,83	2,63	0,38		23,6	
NPK	C2	39,30		0,24	0,49	0,73	1,18		1,91	9,79	6,27	2,36	0,27		37,6	
NPK	C2	43,72		0,36	0,47	0,63	0,90		1,53	6,75	5,86	1,99	0,22		31,5	
NPK	C2	32,64		0,56	1,59	0,91	1,81		2,72	12,68	6,87	2,93	0,33		46,5	
NPK	C2	34,68		0,10	0,86	0,69	1,51		2,20	9,50	6,88	2,69	0,31		24,3	
D	C2	34,26		5,56	2,10	4,51	3,81		8,32	10,05	6,23	1,92	0,38		81,8	
D	C2	40,63		6,57	2,93	3,77	4,33		8,10	12,28	7,22	2,62	0,44		91,9	
D	C2	42,07		5,45	2,15	3,39	2,69		6,09	9,07	5,36	1,52	0,31		71,3	
D	C2	46,04		2,76	2,79	2,46	2,49		4,95	8,96	7,03	2,83	0,44		48	
T	C3	30,14	22,73	0,00	0,20	0,30	3,84	0,34	4,14	16,89	17,48	7,01	0,85	28,5	28,7	114,78
T	C3	26,99	17,74	0,01	0,38	0,23	5,34	0,25	5,58	16,79	16,74	7,75	0,91	23,3	23,7	201,74
T	C3	29,14	24,40	0,01	0,31	0,48	1,52	0,37	1,99	12,10	6,80	2,42	0,28	33,2	33,5	111,3
T	C3	27,74	11,09	0,01	0,02	0,39	3,25	0,23	3,65	11,98	9,90	4,60	0,53	28,6	29,3	166,96
NPK	C3	31,63	16,63	0,11	0,58	0,59	5,06	0,56	5,65	17,32	13,33	6,38	0,71	42,4	43,2	133,33
NPK	C3	29,35	11,09	0,27	2,18	0,39	3,57	0,43	3,96	11,45	12,21	5,25	0,55	40,1	40,4	86,96
NPK	C3	31,06	24,40	0,14	1,67	0,67	5,17	0,94	5,84	19,96	16,59	6,93	1,07	57	57,9	156,52
NPK	C3	30,45	27,72	0,24	0,51	0,27	5,52	0,27	5,79	21,11	26,21	8,14	1,61	50,4	51,1	104,35
D	C3	34,54	21,07	5,01	2,38	4,17	8,68	1,20	12,85	18,71	14,74	5,41	0,87	87	88,1	382,61
D	C3	42,13	27,72	5,68	2,21	4,65	13,44	1,00	18,09	24,82	22,06	8,76	1,71	85,4	86,6	263,16
D	C3	38,24	27,72	3,97	1,65	3,74	8,76	1,07	12,50	17,59	15,05	6,42	0,95	68,5	69,2	214,88
D	C3	38,81	33,93	5,30	2,84	3,71	6,77	1,81	10,48	22,48	15,33	6,82	0,89	104	105,1	173,91

NE = N total na enxurrada; NS = N total no sobrenadante da enxurrada; N-NH₄ = N na forma de amônio; N-NO₃ = N na forma de nitrato; PSR = P solúvel reativo; PP = P particulado; PPSA = P particulado no sobrenadante da enxurrada; PT = P total; KT = K total; CaT = Ca total; MgT = Mg total; CuT = Cu total; CES = condutividade elétrica no sobrenadante da enxurrada; CEE = condutividade elétrica na enxurrada; DQO = demanda química de oxigênio da enxurrada.

APÊNDICE 3: RESULTADO ESTATÍSTICO DO GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS CHUVAS SIMULADAS PARA AS VARIÁVEIS AVALIADAS.

TABELA 1 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS CHUVAS PARA AS VARIÁVEIS PERDA DE ÁGUA (PA), PERDA DE SOLO (PS) E CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTO (CS) NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.

FATOR DE VARIAÇÃO		QUADRADO MÉDIO		
		PA	PS	CS
Tratamento	2	19,76**	577,02**	0,156 ^{ns}
Chuva	2	255,13**	10699,12**	36,201**
Tratamento vs chuva	4	1,89 ^{ns}	300,31**	1,774**
Resíduo	27	2,19	73,75	0,314
Total	35			

ns não significativo pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

TABELA 2 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS CHUVAS PARA AS VARIÁVEIS PERDA DE SOLO (PSS) E CONCENTRAÇÃO DE SEDIMENTO (CSS) NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.

FATOR DE VARIAÇÃO		QUADRADO MÉDIO	
		PSS	CSS
Tratamento	2	6,92 ^{ns}	0,027 ^{ns}
Chuva	2	170,52**	0,020 ^{ns}
Tratamento vs chuva	2	1,06 ^{ns}	0,046 ^{ns}
Resíduo	6	2,04	0,015
Total	27		

ns não significativo pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

TABELA 3 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS CHUVAS PARA AS VARIÁVEIS P SOLÚVEL REATIVO (PSR), P PARTICULADO (PP), P TOTAL (PT), N TOTAL (NT), AMÔNIO (N-NH₄) E NITRATO (N-NO₃), NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.

FATOR DE VARIAÇÃO		QUADRADO MÉDIO					
		PSR	PP	P Total	NT	N-NH ₄	N-NO ₃
Tratamento	2	55,29**	39,64**	188,54**	657,03**	74,59**	12,49**
Chuva	2	0,741*	47,37**	47,24**	539,83**	1,51 ^{ns}	2,24**
Tratamento vs chuva	4	0,697**	5,41*	6,07 ^{ns}	172,23**	1,38 ^{ns}	0,12 ^{ns}
Resíduo	27	0,171	1,87	2,576	23,06	0,79	0,32
Total	35						

ns não significativo pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; *significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

TABELA 4 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS CHUVAS PARA AS VARIÁVEIS Ca TOTAL (CaT), Mg TOTAL (MgT), K TOTAL (KT), Cu TOTAL (CuT) E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE), NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL.

FATOR DE VARIAÇÃO		QUADRADO MÉDIO				
		CaT	MgT	KT	CuT	CE
Tratamento	2	9,165 ^{ns}	2,519 ^{ns}	44,996**	0,278*	9103,7**
Chuva	2	315,68**	58,332**	274,18**	1,504**	323,6 ^{ns}
Tratamento vs chuva	4	9,667 ^{ns}	0,57 ^{ns}	5,702 ^{ns}	0,099 ^{ns}	41,6 ^{ns}
Resíduo	27	10,069	1,34	8,967	0,062	181,6
Total	35					

ns não significativo pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

TABELA 5 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS CHUVA PARA AS VARIÁVEIS P PARTICULADO (PPS), N TOTAL (NTS) E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) NO SOBRENADANTE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL, E DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO NO ESCOAMENTO SUPERFICIAL (DQO).

FATOR DE VARIAÇÃO	G L	QUADRADO MÉDIO			
		PPS	NTS	CES	DQO
Tratamentos	2	4,204**	434,27**	6510,47**	86326**
Chuvas	2	0,175 ^{ns}	319,70**	226,20 ^{NS}	8462Ns
Tratamentos vs chuvas	2	0,408 ^{ns}	59,08 ^{ns}	16,32 ^{NS}	8583ns
Resíduo	6	0,215	48,93	208,40	8161
Total	27				

ns não significativo pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

APÊNDICE 4: RESULTADOS DAS ANÁLISES DE QUALIDADE DE ÁGUA DAS AMOSTRAS DE ÁGUA PERCOLADA EM COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLO.

Tratamento	Turno	PSR	KS	N-NO ₃	N-NH ₄	CaS	MgS	CuS	DQO	CE
T	1A	0,0934	13,2	23,076	0,2572	19	14	0	80,97	444
T	1A	0,0724	16,8	30,715	0,012	18	12	0	55,09	699
T	1A	0,1071	12,7	22,998	0,008	24	16	0	41,57	311
T	1A	0,1743	14,9	22,145	0,008	17	11	0,02	50,51	421
NPK	1A	2,5395	32,1	64,81	13,64	72	33	0	122,46	1235
NPK	1A	5,5474	31,6	76,54	18,148	78	47	0,01	87,88	1217
NPK	1A	8,325	35,4	51,48	16,598	86	48	0	74,72	1218
NPK	1A	9,333	40,9	73,332	17,434	57	36	0,01	96,84	1405
D	1A	0,1442	13,3	14,601	0,58	21	11	0,01	57,54	316
D	1A	0,1274	14,1	15,325	0,74	26	12	0,015	74,74	411
D	1A	0,0847	13	16,094	0,68	20	10	0,018	91,23	356
D	1A	0,1533	15,75	15,28	0,96	29	14	0,01	75,44	549
T	1B	0,0322	11,7	23,503	0,012	16	5	0	29,99	323
T	1B	0,2203	17,1	29,397	0,008	24	13	0,02	43,64	620
T	1B	0,1015	12,6	18,694	0,016	12,5	6,5	0,02	30,51	272
T	1B	0,1151	15,6	30,133	0,0096	16,5	8	0,01	34,2	503
NPK	1B	1,2395	29,8	45,47	7,882	34,5	17	0	101,45	1197
NPK	1B	4,7388	25,2	47,911	7,056	61	29,5	0	97,87	1005
NPK	1B	1,393	26,4	66,609	8,412	20,5	11,5	0	61,02	1033
NPK	1B	4,232	27,8	58,22	9,998	22,5	11	0	75,74	1008
D	1B	0,3521	24,2	30,56	4,346	28	18	0,02	100	834
D	1B	0,3098	25,1	22,895	5,592	27	16	0,02	109,91	698
D	1B	0,1757	21,9	24,317	5,04	23	15	0,02	136,76	607
D	1B	0,4018	27,8	13,808	7,516	25	15	0,02	92,98	633
T	1C	0,0973	9,9	10,433	0,062	24	14	0	41,02	204
T	1C	0,2714	13,6	19,507	0,0764	49,5	23	0,02	25,25	481
T	1C	0,12	11,9	10,22	0,0616	14	9	0	27,35	211
T	1C	0,1981	14,1	13,186	0,2068	28,5	14	0	33,35	378
NPK	1C	1,2249	27,7	57,969	5,462	99,5	40,5	0,02	34,82	938
NPK	1C	4,7606	22,1	42,32	4,45	55	27,5	0	56,39	728
NPK	1C	1,3397	24,7	64,66	4,118	39,5	19	0	32,96	682
NPK	1C	3,579	25,6	55,45	6,56	51	20	0,02	72,92	690
D	1C	0,0763	21,1	18,867	2,162	24	13	0,038	81	557
D	1C	0,1486	21,8	13,361	3,398	19	11	0,028	90,47	483
D	1C	0,0959	19,9	13,729	3,702	22	13	0,02	98,32	386
D	1C	0,2737	25,1	7,486	3,53	18	10	0,02	62,08	486
T	T2	0,0966	6,6	4,539	0,012	11	6	0	47,87	236
T	T2	0,7974	7,6	10,607	0,0186	14	6	0	41,03	226
T	T2	0,2513	5,9	6,342	0,016	11	3,5	0	26,59	118
T	T2	0,2989	6,1	12,992	0,013	33,5	15	0	34,03	286
NPK	T2	1,2865	20,9	18,12	2,25	27	14	0	56,28	528
NPK	T2	2,8265	17,3	18,62	3,326	21	11	0	49,86	363
NPK	T2	0,961	15,9	14,96	2,427	16	7,5	0	35,26	353
NPK	T2	2,8503	16,8	11,58	2,425	19	8	0	58,91	454
D	T2	0,2919	17,4	2,988	3,889	15	5	0,03	75,55	235
D	T2	0,5619	20,2	3,44	4,435	15	5	0,035	78,99	320
D	T2	0,8343	25,6	3,589	5,042	16	6	0,03	94,4	416
D	T2	0,329	17,2	3,744	4,374	14	5	0,038	52,03	289
T	T3	0,1813	7,3	2,193	0,005	9	3	0	32,61	97
T	T3	0,7424	8,6	3,86	0,0032	11	4	0	41,03	112
T	T3	0,5831	7,5	1,863	0,004	7,5	2,5	0	33,23	102
T	T3	0,3472	9,4	4,287	0,009	9	2,5	0	24,2	147
NPK	T3	1,5609	17,2	6,14	1,51	10,5	4,5	0,02	40,01	270
NPK	T3	2,228	15,2	8,04	1,932	11,5	6	0,02	36,46	173
NPK	T3	1,0835	12,1	10,09	0,884	11	4	0,01	34,35	174
NPK	T3	2,3862	13,6	7,49	1,073	12,5	4	0,02	49,47	192
D	T3	1,2452	16,7	1,631	2,544	19	9	0,048	79,68	219
D	T3	1,0107	17,5	1,921	4,224	21	10	0,038	74,68	254
D	T3	1,346	20,5	2,619	4,497	23	11	0,04	93,6	299
D	T3	0,6713	14,5	1,514	5,631	20	9	0,02	60,77	224

PSR = P solúvel reativo; KSK = solúvel; N-NH₄ = N solúvel na forma de amônio; N-NO₃ = N solúvel na forma de nitrato; CaS = Ca solúvel; MgS = Mg solúvel; CuS = Cu solúvel; DQO = demanda química de oxigênio; CE = condutividade elétrica

APÊNDICE 5: RESULTADO ESTATÍSTICO DO GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E OS TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA SIMULADAS PARA AS VARIÁVEIS AVALIADAS.

TABELA 1 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E OS TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA PARA AS VARIÁVEIS P SOLÚVEL REATIVO (PSR), N NA FORMA DE AMÔNIO (N-NH₄), N NA FORMA DE NITRATO (N-NO₃); Ca SOLÚVEL (CaS), Mg SOLÚVEL (MgS) E K SOLÚVEL (KS), NA ÁGUA PERCOLADA.

FATOR DE VARIAÇÃO	G L	QUADRADO MÉDIO					
		PSR	N-NH ₄	N-NO ₃	CaS	MgS	KS
Tratamento	2	53,7**	227,4**	4847,3**	2813,6**	651,5**	843,4**
Turno	4	3,3*	32,7**	2509,5**	1513,7**	553,6**	184,9**
Tratamento vs turno	8	5,8**	63,2**	470,8**	765,7**	213,5**	98,7**
Resíduo	45	1,2	0,76	31,4	108,2	21,7	5,7
Total	57						

ns não significativo pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F.

TABELA 2 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E OS TURNOS DE ÁGUA PERCOLADA PARA AS VARIÁVEIS Cu SOLÚVEL (CuS), DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO) E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE), NA ÁGUA PERCOLADA.

FATOR DE VARIAÇÃO	G L	QUADRADO MÉDIO		
		CuS	DQO	CE
Tratamento	2	0,0028**	10303**	1003745**
Turno	4	0,00018*	1943**	684549**
tratamento vs turno	8	0,00025**	876**	145701**
Resíduo	45	0,00048	205,9	448579
Total	57			

ns não significativo pelo teste F; **significativo à 1% de probabilidade pelo teste F; *significativo à 5% de probabilidade pelo teste F.

APÊNDICE 6 – RESULTADOS DAS ANÁLISES DAS CAMADAS DE SOLO DAS COLUNAS INDEFORMADAS DE SOLO.

Tratamento	Camada	P	MO	pH	Al	K	Ca	Mg	SB	CTC	Cu	Zn
T	0 a 2,5	30	35	4.8	2	2.3	39	20	61.3	108.3	6.5	1
T	0 a 2,5	74	42	4.7	3	5.1	32	16	53.1	111.1	6.4	1.2
T	0 a 2,5	45	36	4.9	3	3.8	40	23	66.8	104.8	5.9	1.3
T	0 a 2,5	49	43	4.9	3	3.6	50	23	76.6	123.6	6	1.3
NPK	0 a 2,5	99	34	4.6	3	5.4	35	16	56.4	114.4	6.7	0.8
NPK	0 a 2,5	67	41	4.6	4	4.3	42	17	63.3	121.3	6.2	1
NPK	0 a 2,5	74	40	5	3	4.8	59	26	89.8	131.8	6.5	1.4
NPK	0 a 2,5	74	35	4.7	4	4.3	55	27	86.3	174.3	5.7	1.3
D	0 a 2,5	1000	49	5.7	0	8.1	104	89	201.1	232.1	73.6	31
D	0 a 2,5	950	31	5.7	0	6.4	107	88	200.7	229.7	74	30
D	0 a 2,5	950	36	5.7	0	6.2	103	90	200.2	228.2	81.4	33.6
D	0 a 2,5	900	41	5.7	0	4.8	116	80	200.8	228.8	64.4	27
T	2,5 a 10	46	24	4.7	5	1.4	27	12	40.4	87.4	7.5	0.3
T	2,5 a 10	61	24	4.2	6	4.2	15	6	25.2	97.2	7.4	0.3
T	2,5 a 10	32	24	5	3	2.3	38	18	58.3	100.3	7.4	0.4
T	2,5 a 10	51	31	4.8	5	3.7	42	21	66.7	113.7	7.9	0.5
NPK	2,5 a 10	72	26	4.4	4	4.4	16	5	25.4	97.4	7.8	0.4
NPK	2,5 a 10	53	27	4.7	3	3.8	36	15	54.8	101.8	7.7	0.3
NPK	2,5 a 10	42	27	4.7	4	3.1	27	13	43.1	90.1	6.6	0.3
NPK	2,5 a 10	63	34	4.6	6	3.3	33	15	51.3	109.3	6.8	0.5
D	2,5 a 10	115	31	4.6	5	6.2	37	15	58.2	110.2	8.1	1.1
D	2,5 a 10	149	30	4.6	5	5.7	40	18	71.4	122.4	8.9	1.7
D	2,5 a 10	201	33	4.6	4	7	56	21	76.6	139.2	10.9	3.6
D	2,5 a 10	132	25	4.6	6	3.9	27	13	43.9	101.9	7.6	0.3
T	2,5 a 10	6	24	4.7	3	0.9	30	12	42.9	89.9	7.2	0.2
T	10 a 20	11	21	4.4	6	1.5	13	6	20.5	78.5	5.9	0.1
T	10 a 20	21	16	4.3	7	0.9	17	10	27.9	91.9	3.7	0.1
T	10 a 20	28	23	4.4	5	2.2	19	8	29.2	87.2	7.7	0.1
NPK	10 a 20	16	26	4.4	6	4.3	19	8	31.3	83.3	6.9	0.2
NPK	10 a 20	12	23	4.4	7	1.7	12	7	20.7	78.7	7	0.1
NPK	10 a 20	12	19	4.3	7	1.3	9	5	15.3	73.3	6.9	0.1
NPK	10 a 20	10	21	4.7	3	1.5	22	9	32.5	74.5	7.3	0.3
D	10 a 20	6	19	4.6	4	2.3	16	9	27.3	74.3	6.7	0.2
D	10 a 20	11	29	4.5	5	2.3	16	8	26	77	6.8	0.2
D	10 a 20	15	25	4.5	5	2.5	17	8	27.5	80	7.3	0.3
D	10 a 20	13	43	4.4	7	2	15	7	24	76	6.8	0.2

MO = matéria orgânica; SB = soma das bases; CTC = capacidade de troca e cátions.

APÊNDICE 7: RESULTADO ESTATÍSTICO DO GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS CAMADA DE SOLO PARA AS VARIÁVEIS AVALIADAS.

TABELA 1 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS CAMADAS DE SOLO PARA AS VARIÁVEIS P, Al, K, Ca E Mg NA MATRIZ DO SOLO DAS COLUNAS INDEFORMADAS.

FATOR DE VARIAÇÃO	G L	QUADRADO MÉDIO				
		P	Al	K	Ca	Mg
Tratamento	2	426817**	3,86 ^{NS}	13,71**	2344,36**	2134,36**
Camada	2	400285**	36,69**	28,22**	7311,03**	4138,86**
Tratamento x camada	4	316647**	5,32*	1,497 ^{NS}	1635,07**	1828,19**
resíduo	27	445,83	1,3889	1,0597	74,935	17,222
total	35					

ns não significativo pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F; *significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

TABELA 2 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS PROFUNDIDADES PARA AS VARIÁVEIS Cu E Zn NA MATRIZ DO SOLO DAS COLUNAS INDEFORMADAS.

FATOR DE VARIAÇÃO	G L	QUADRADO MÉDIO	
		Cu	Zn
Tratamento	2	2111,54**	416,50**
Camada	2	1823,34**	435,23**
Tratamento x Camada	4	1948,96**	362,77**
resíduo	27	6,064	1,0604
total	35		

ns não significativo pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

TABELA 5 – GRAU DE INTERAÇÃO ENTRE OS TRATAMENTOS E AS PROFUNDIDADES PARA AS VARIÁVEIS MATÉRIA ORGÂNICA (MO), pH, SATURAÇÃO DE BASES (SB) E CAPACIDADE DE TROCA DE CÁTIONS (CTC) NA MATRIZ DO SOLO DAS COLUNAS INDEFORMADAS.

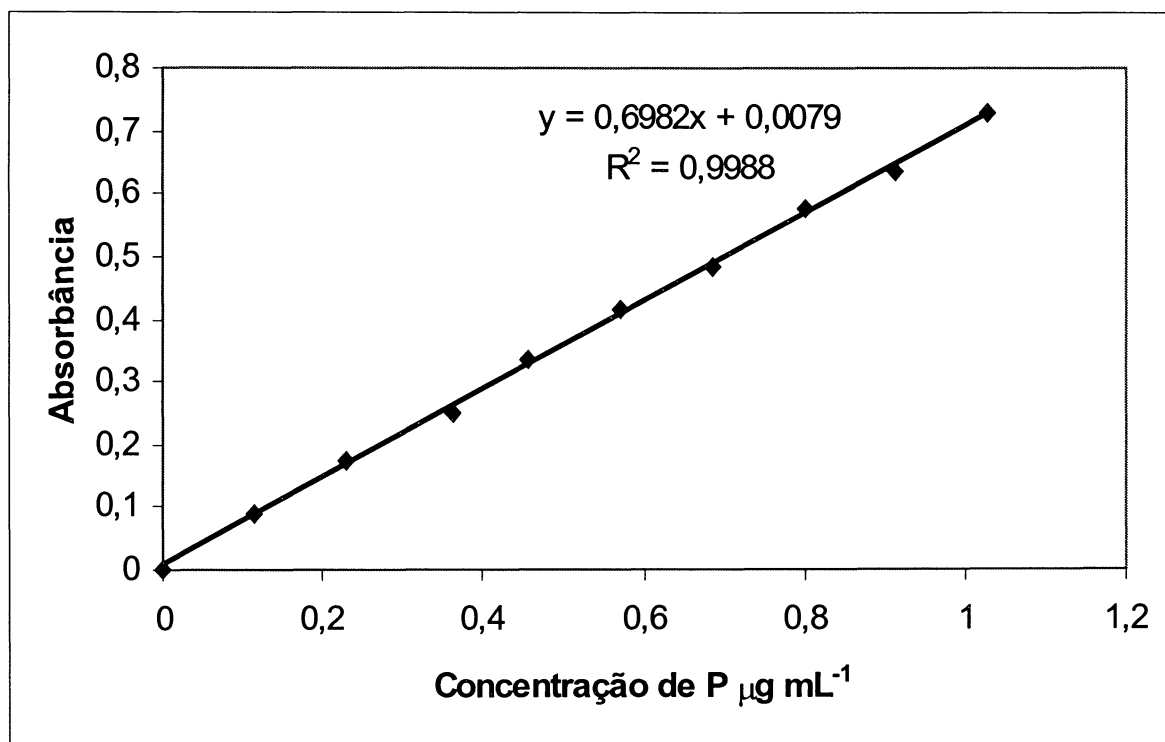
Fator de Variação	G L	QUADRADO MÉDIO			
		MO	pH	SB	CTC
Tratamento	2	55,86 ^{NS}	0,40**	9608,94**	6406,18**
Camada	2	675,19**	1,23**	23568,8**	19319,2**
Tratamento x Camada	4	19,28 ^{NS}	0,38**	6981,25**	4862,11**
resíduo	27	27,89	0,029	140,26	144,27
total	35				

ns não significativo pelo teste F; **significativo a 1% de probabilidade pelo teste F.

MO = matéria orgânica; SB = soma das bases; CTC = capacidade de troca e cátions.

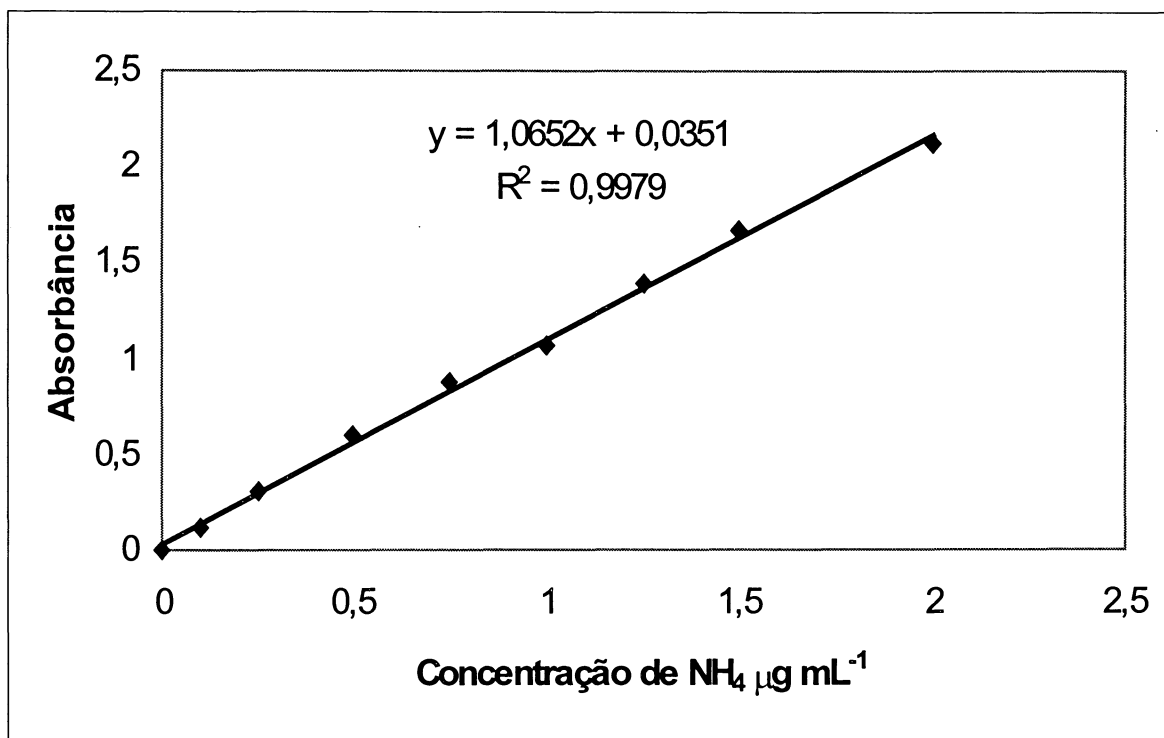
APÊNDICE 8 – CURVAS DE CALIBRAÇÃO DAS DETERMINAÇÕES EM ESPECTROFOTÔMETRO DA CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES NA ENXURRADA E NA ÁGUA PERCOLADA.

CURVA 1 – CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA A DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE P TOTAL NA ENXURRADA E NO SOBRENADANTE DA ENXURRADA.



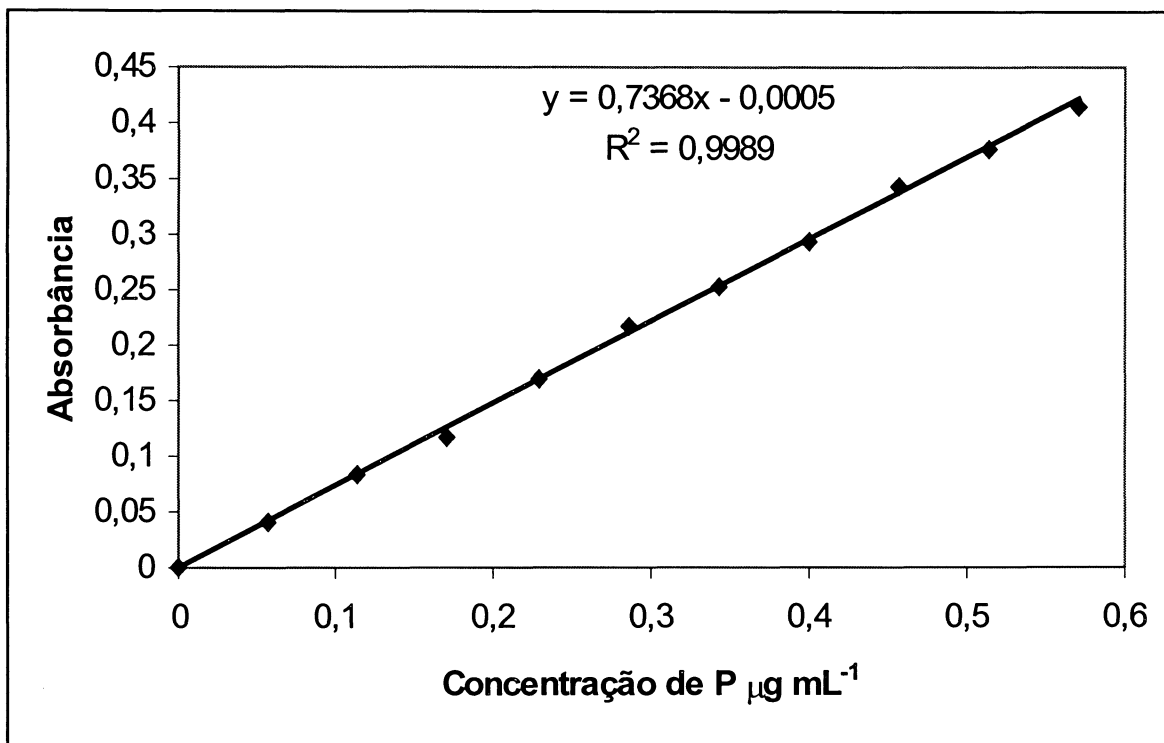
Pontos	Concentração P ($\mu\text{g/mL}$)	Absorbância
1	0	0
2	0,1143	0,091
3	0,2286	0,175
4	0,3628	0,25
5	0,4571	0,334
6	0,5714	0,414
7	0,6857	0,483
8	0,8	0,576
9	0,9143	0,634
10	1,0286	0,727

CURVA 2 – CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA A DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NH_4 NA ENXURRADA E NA ÁGUA PERCOLADA.



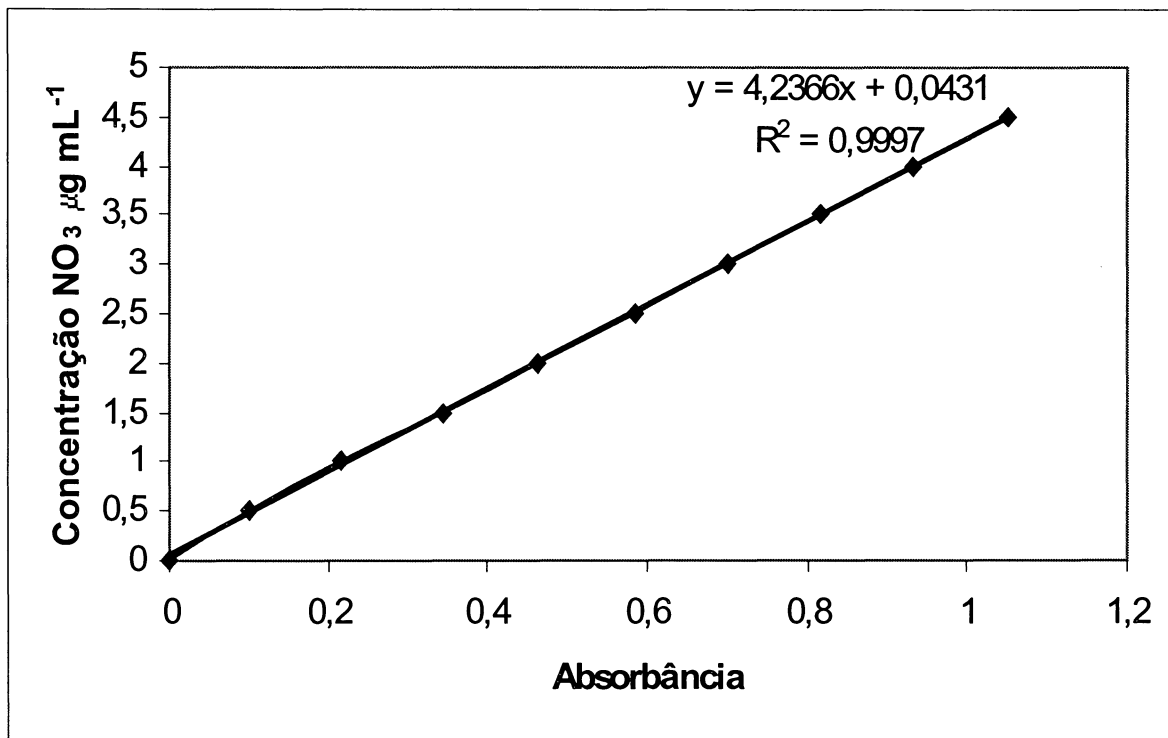
Concentração		
Pontos	NH_4 ($\mu\text{g/ml}$)	Absorbância
1	0	0
2	0,1	0,12
3	0,25	0,302
4	0,5	0,6
5	0,75	0,882
6	1	1,074
7	1,25	1,385
8	1,5	1,661
9	2	2,121

CURVA 3 – CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA A DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE P SOLÚVEL REATIVO NA ENXURRADA.



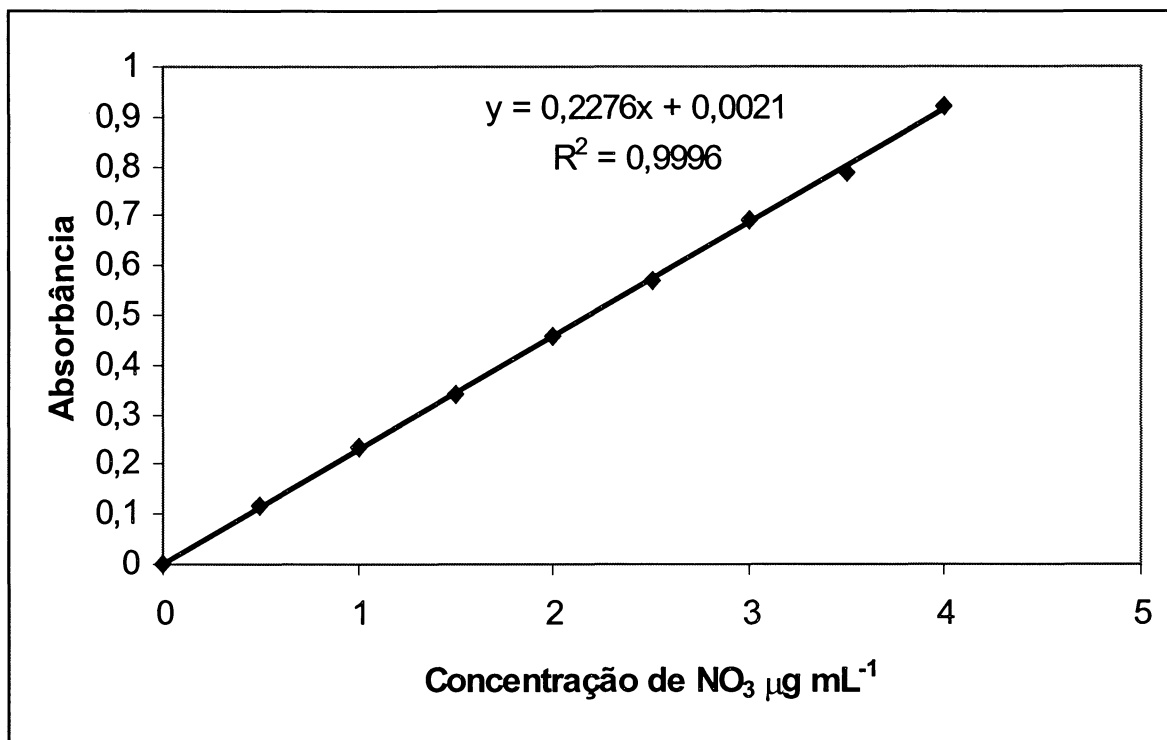
Pontos	Concentração P ($\mu\text{g/ml}$)	Absorbância
1	0	0
2	0,0571	0,0410
3	0,1143	0,0840
4	0,1714	0,1170
5	0,2286	0,1700
6	0,2857	0,2160
7	0,3428	0,2530
8	0,4	0,2940
9	0,4571	0,3440
10	0,5143	0,3770
11	0,5714	0,4140

CURVA 4 – CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA A DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NO_3 NA ÁGUA PERCOLADA.



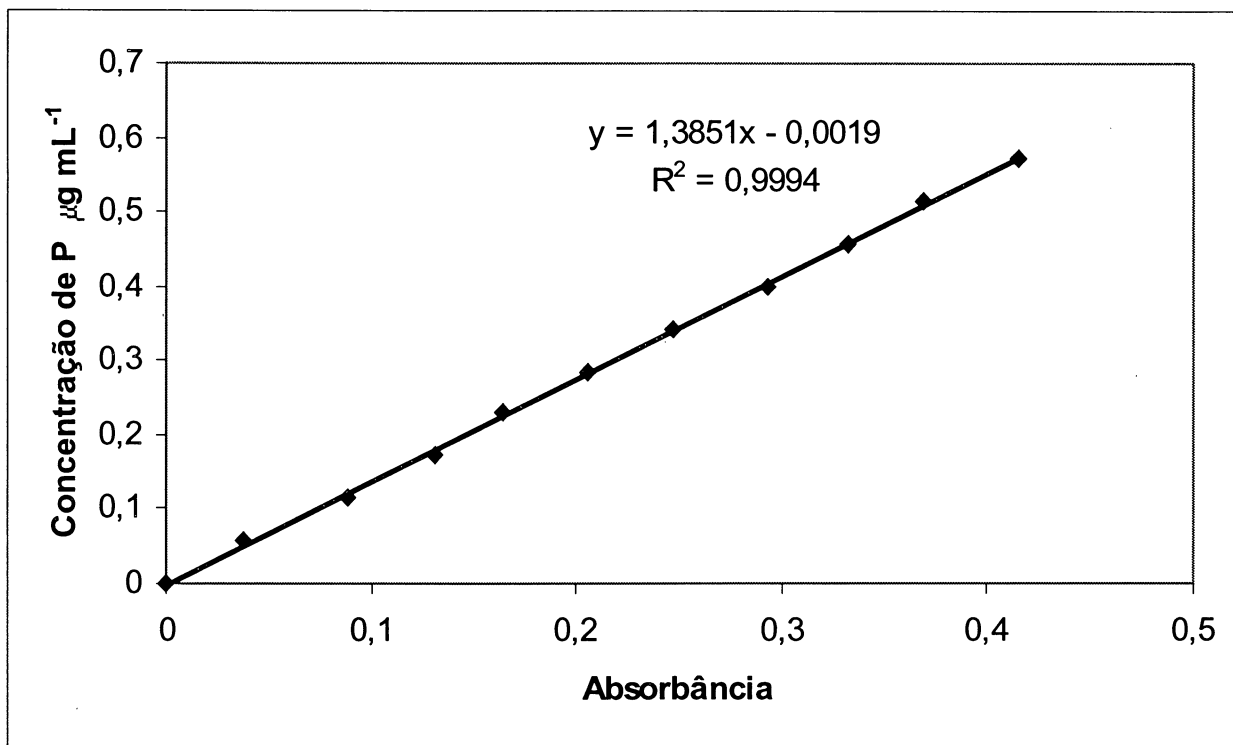
Pontos	Absorbância	Concentração NO_3 ($\mu\text{g/ml}$)
1	0	0
2	0,099	0,5
3	0,216	1
4	0,345	1,5
5	0,464	2
6	0,586	2,5
7	0,702	3
8	0,816	3,5
9	0,931	4
10	1,05	4,5

CURVA 5 – CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA A DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE NO_3 NA ENXURRADA.



Pontos	Concentração NO_3 ($\mu\text{g/mL}$)	Absorbância
1	0,0	0,000
2	0,5	0,119
3	1,0	0,232
4	1,5	0,340
5	2,0	0,457
6	2,5	0,570
7	3,0	0,694
8	3,5	0,785
9	4,0	0,919

CURVA 6 – CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA A DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE P SOLÚVEL REATIVO NA ÁGUA PERCOLADA.



Pontos	Absorbância	Concentração P ($\mu\text{g/mL}$)
1	0,000	0,0000
2	0,038	0,0571
3	0,089	0,1143
4	0,131	0,1714
5	0,164	0,2286
6	0,206	0,2857
7	0,247	0,3428
8	0,293	0,4000
9	0,332	0,4571
10	0,369	0,5143
11	0,415	0,5714